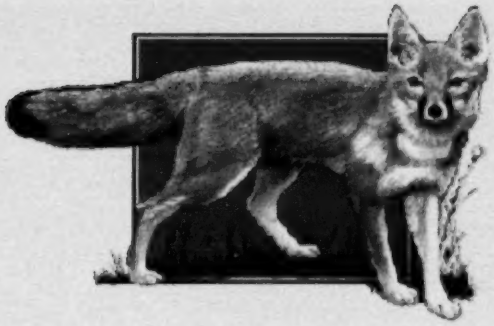
Mise à jour
Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

renard véloce
Vulpes velox

au Canada



ESPÈCE EN VOIE DE DISPARITION
2000

COSEPAC
COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA

COSEWIC
COMMITTEE ON THE STATUS OF ENDANGERED WILDLIFE IN CANADA

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

Nota : Toute personne souhaitant citer l'information contenue dans le rapport doit indiquer le rapport comme source (et citer l'auteur); toute personne souhaitant citer le statut attribué par le COSEPAC doit indiquer l'évaluation comme source (et citer le COSEPAC). Une note de production sera fournie si des renseignements supplémentaires sur l'évolution du rapport de situation sont requis.

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le renard véloce *(Vulpes velox)* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 50 p.

CARBYN, L.N. 1998. Rapport du COSEPAC sur la situation du renard véloce (*Vulpes velox*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-50.

Rapport précédent :

Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources. 1978. COSEWIC status report on the Swift Fox (*Vulpes velox*) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 7 p.

Veuillez remarquer que le statut proposé à la section « Évaluation et statut proposé » du rapport peut différer de la dernière désignation assignée à l'espèce par le COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : (819) 997-4991 / (819) 953-3215
Téléc. : (819) 994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Swift Fox *Vulpes velox* in Canada.

Illustration de la couverture :
Renard véloce — Brian Hoffman, Alberta Fish and Wildlife Division

©Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 2002
N° de catalogue CW 69-14/108 -2002F-IN
ISBN 0-662-86915-X

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation — Mai 2000

Nom commun
Renard véloce

Nom scientifique
Vulpes velox

Statut
Espèce en voie de disparition

Justification de la désignation
Cette espèce était auparavant disparue du Canada. Une petite population est maintenant établie en Alberta et en Saskatchewan par le truchement de réintroductions. Les individus se reproduisent avec succès à l'état sauvage, bien que l'espèce soit possiblement en péril en raison de la prédation du coyote et de la perte de l'habitat.

Répartition
Alberta; Saskatchewan

Historique du statut
Espèce observée pour la dernière fois en Saskatchewan en 1928. Désignée « disparue du Canada » en avril 1978. Réexamen du statut : l'espèce a été reclassifiée dans la catégorie de risque moins élevé « en voie de disparition » en avril 1998 grâce à des réintroductions fructueuses. Réexamen et confirmation du statut en mai 2000. L'évaluation de mai 2000 est fondée sur de nouveaux critères quantitatifs que l'on a appliqués à de l'information provenant du rapport de situation de 1998.

COSEPAC
Résumé
du Rapport de situation de 1998

Renard véloce
Vulpes velox

La population de renards véloces a commencé à diminuer au moment où les prairies indigènes ont été converties en terres agricoles vers la fin des années 1800. La dégradation de l'habitat, combinée à la prédation, à la compétition (principalement des coyotes et des Aigles royaux), à la concurrence interspécifique avec les coyotes, à la vulnérabilité au piégeage, aux programmes d'empoisonnement, aux sécheresses et à la rigueur des hivers, ont vraisemblablement contribué à la disparition du renard véloce au Canada vers la fin des années 1930. L'élevage en captivité, commencé au début des années 1960, s'est poursuivi en 1973 et est devenu un programme intensif de réintroduction mettant à contribution des organismes fédéraux, des universités et des organismes non gouvernementaux. En 1983, on a commencé à mettre en liberté des renards véloces en Alberta, puis, l'année suivante, en Saskatchewan. En 1997, 942 renards avaient été mis en liberté dans les deux provinces.

Les initiatives de réintroduction ont porté leurs fruits. De petites populations se sont établies dans la région frontalière du sud-est de l'Alberta et du sud-ouest de la Saskatchewan ainsi que dans la région de Wood Mountain et la réserve du parc national des Prairies, au centre de la Saskatchewan. À présent, ces populations sauvages se reproduisent, et la majorité de la population actuelle est constituée d'individus nés dans la nature de parents mis en liberté.

On estime que la population canadienne de renards véloces comptait plus de 289 individus en 1997 (intervalle de confiance à 95 % : de 179 à 412 renards). La population frontalière Alberta/Saskatchewan en compterait 192 (intervalle de confiance à 95 % : de 93 à 346 renards) et celle de la région de Wood Mountain, 87 (il a été impossible d'obtenir un intervalle de confiance fiable pour cette dernière région en raison de la taille réduite de l'échantillon).

Quatre-vingt pour cent des renards capturés en 1997 sont nés dans les Prairies canadiennes. Les renards mis en liberté ont survécu et se sont reproduits, et leur progéniture forme le noyau de la nouvelle population canadienne. D'après les observations, certains renards auraient vécu jusqu'à sept ans et peut-être même plus. On a documenté une reproduction chez plusieurs couples au cours de plusieurs années successives. En plus de la population canadienne, on a aussi enregistré la présence de renards véloces dans le nord du Montana.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) détermine le statut, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés et des populations sauvages canadiennes importantes qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées à toutes les espèces indigènes des groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, lépidoptères, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes fauniques des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (Service canadien de la faune, Agence Parcs Canada, ministère des Pêches et des Océans, et le Partenariat fédéral sur la biosystématique, présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres ne relevant pas de compétence, ainsi que des coprésident(e)s des sous-comités de spécialistes des espèces et des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS

Espèce	Toute espèce, sous-espèce, variété ou population indigène de faune ou de flore sauvage géographiquement définie.
Espèce disparue (D)	Toute espèce qui n'existe plus.
Espèce disparue du Canada (DC)	Toute espèce qui n'est plus présente au Canada à l'état sauvage, mais qui est présente ailleurs.
Espèce en voie de disparition (VD)*	Toute espèce exposée à une disparition ou à une extinction imminente.
Espèce menacée (M)	Toute espèce susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas renversés.
Espèce préoccupante (P)**	Toute espèce qui est préoccupante à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.
Espèce non en péril (NEP)***	Toute espèce qui, après évaluation, est jugée non en péril.
Données insuffisantes (DI)****	Toute espèce dont le statut ne peut être précisé à cause d'un manque de données scientifiques.

* Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.
** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.
*** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».
**** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999.

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le comité avait pour mandat de réunir les espèces sauvages en péril sur une seule liste nationale officielle, selon des critères scientifiques. En 1978, le COSEPAC (alors appelé CSEMDC) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. Les espèces qui se voient attribuer une désignation lors des réunions du comité plénier sont ajoutées à la liste.

Environnement Canada Service canadien de la faune
Environment Canada Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Mise à jour
Rapport de situation du COSEPAC

sur le

renard véloce
Vulpes velox

au Canada

Ludwig N. Carbyn[1]

1998

[1]Service canadien de la faune
Région des Prairies et du Nord
Edmonton (Alberta)
T6B 2X3

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION....4
Mise à jour du COSEPAC....4
Rapport de situation....4
RÉPARTITION....4
Archives fossiles....4
Répartition nord-américaine....4
Répartition canadienne....6
Programme canadien de réintroduction....11
Mise en liberté progressive et mise en liberté directe....15
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS....18
Alberta....18
Saskatchewan....19
Manitoba....19
Structure des populations....20
Protection juridique....21
HABITAT....24
Description générale....24
Destruction de l'habitat....25
Dégradation de l'habitat....26
Fragmentation de l'habitat....27
BIOLOGIE GÉNÉRALE....28
Morphologie, description et taxinomie....28
Régime alimentaire et comportement de recherche de nourriture....29
Vie dans les tanières....30
Accouplement, croissance et reproduction....30
FACTEURS LIMITATIFS....31
Prédation....31
Mortalité liée à la circulation routière....32
Gestion des grands pâturages libres....32
Pipelines....32
Récolte des fourrures....33
Impact des sécheresses....34
Programmes de lutte contre les prédateurs....34
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE....35
ÉVALUATION ET STATUT PROPOSÉ....36
COSEPAC....36
UICN et autres implications en matière de conservation....37
Conclusion....39
REMERCIEMENTS....39
OUVRAGES CITÉS....40
NOTES DE PROJETS ET RAPPORTS....46
L'AUTEUR....48

Liste des figures

Figure 1. Approximation grossière de l'aire de répartition maximale possible du renard véloce en Amérique du Nord au XIX^{e} siècle et répartition approximative en 1997 7
Figure 2. Étendue approximative de la prairie à graminées de taille courte à moyenne en Amérique du Nord 8
Figure 3. Répartition de l'habitat propice potentiel du renard véloce aux États-Unis 9
Figure 4. Répartition approximative du renard véloce au Canada 11

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre de couples de renards placés dans des enclos sur le terrain dans le sud de la Saskatchewan et de l'Alberta entre 1983 et 1987, qui ont permis la mise en liberté de 137 renards 16
Tableau 2. Données sommaires sur le nombre de renards véloces mis en liberté en vue de leur réintroduction dans le sud du Canada, dans le cadre d'un projet de réintroduction utilisant la méthode de mise en liberté directe 17
Tableau 3. Nombre de renards mis en liberté dans les blocs Est et Ouest du Parc national des Prairies en Saskatchewan 17
Tableau 4. Données sommaires sur le nombre de renards importés entre 1973 et 1996 pour le programme canadien de réintroduction 19

INTRODUCTION

Mise à jour du COSEPAC

En 1978, le COSEPAC classait le renard véloce parmi les espèces « disparues du Canada » (Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources, 1978). À l'époque, le comité avait tiré la conclusion suivante : « De nombreux spécialistes considèrent le renard véloce comme une espèce disparue du Canada. Quelques observations ont bien été signalées au cours des dernières années, mais aucune ne peut être considérée comme confirmée. »

Rapport de situation

Les rapports de situation donnent de l'information à jour sur les espèces faisant l'objet d'une attention spéciale. Par suite d'un programme de réintroduction, le renard véloce est revenu dans certaines parties de son aire de répartition originale au Canada. Les conséquences écologiques de la disparition de l'espèce n'ont jamais vraiment été évaluées, pas plus que sa niche dans les écosystèmes altérés après sa réintroduction. Le présent rapport fait état du rétablissement et des effectifs d'un petit carnivore revenu dans l'un des écosystèmes les plus menacés du Canada après en être disparu.

RÉPARTITION

Archives fossiles

Trois dents fossiles appartenant à un renard très « petit » ont été trouvées parmi des restes de mammifères du Blancan inférieur (Pliocène supérieur) au Texas (Dalquest, 1978). Des restes de *Vulpes velox* trouvés au Texas dataient du Pléistocène, et d'autres, trouvés dans des dépôts de caverne de l'est du Missouri, de la période allant du Wisconsinien supérieur à l'Holocène (Kurten et Anderson, 1980, et Parmalee *et al.*, 1969). Ces régions se situant hors de l'aire de répartition actuelle du renard véloce, on peut en déduire qu'il y a eu des changements à long terme dans la répartition de l'espèce.

Le musée provincial de l'Alberta, à Edmonton, possède plusieurs spécimens, dont certains pourraient appartenir au renard véloce, ce qui reste cependant à vérifier. Ces spécimens proviennent des régions d'Exshaw, de Stettler et de Highwood (Calgary), de Balzac et de Calgary (J. Burns, comm. pers.). Des publications albertaines mentionnent des spécimens trouvés dans la caverne January, dans cette province. Certains doutes subsistent quant aux dates, mais le matériel trouvé devrait remonter aux environs de 23 000 à 33 500 ans BP (Burns, 1991).

Répartition nord-américaine

Le renard véloce est indigène des prairies d'herbes courtes et des prairies mixtes de la région des grandes plaines de l'Amérique du Nord. L'aire de répartition

qui lui convient au Canada se limite aux portions méridionales des Prairies, soit l'Alberta, la Saskatchewan et peut-être le Manitoba. Cette région correspond à la limite septentrionale de l'aire de répartition continentale de l'espèce.

Il est difficile de reconstituer l'aire de répartition historique du renard véloce sur le continent. D'après Scott-Brown *et al.* (1987), elle couvrirait 1,6 million de km^2 (624 000 mi^2) et s'étendrait du centre du Texas jusqu'au centre de l'Alberta, au nord, et des Rocheuses jusqu'à environ 95° de longitude ouest, ou plus à l'est qu'aujourd'hui jusqu'à l'ouest de l'Iowa (figure 1). Les cartes de l'aire de répartition historique incluent l'ouest du Minnesota et l'Iowa (Hall, 1981; Scott-Brown *et al.*, 1987; Samuel et Nelson, 1992; Fauna West, 1991), mais on n'a jamais (à notre connaissance) obtenu de spécimens provenant de ces régions pour le vérifier (Swanson *et al.*, 1945; Allen, 1870; Bowles, 1975; Kahn *et al.*, 1997). D'après une estimation grossière basée sur la cartographie de la végétation (Kahn *et al.*, 1997), on pourrait actuellement observer l'espèce sur environ 40 % de son ancien habitat aux États-Unis.

La capacité des organismes de gestion d'évaluer avec précision le nombre d'animaux est encore largement sujette à interprétation. Dans une évaluation de la situation du renard véloce aux États-Unis, le *Fish and Wildlife Service* américain (USFWS) a proposé en 1992 de classer l'animal parmi les espèces candidates à la catégorie « en voie de disparition ». Après l'observation de 90 jours, l'USFWS a amorcé une observation sur 12 mois afin de mieux évaluer la situation. Il est ainsi arrivé à la conclusion que le renard véloce avait disparu de la majeure partie de son aire de répartition originale historique et qu'il n'y en avait plus que dans quelques poches isolées des régions de prairies restantes. On a donc jugé officiellement que le renard véloce était effectivement un candidat valable au titre d'espèce en voie de disparition, et que sa classification dans cette catégorie était « justifiée, mais reportée » à cause de la nécessité de s'occuper d'autres espèces à risque prioritaires.

La répartition du renard véloce a probablement toujours été irrégulière et éparse dans certaines régions, et continue dans d'autres (Hoffman *et al.*, 1969; Pfeiffer et Hibbard, 1970; Moore et Martin, 1980; Fitzgerald *et al.*, 1983; Giddings et Knowles, 1995; Kruse *et al.*, 1996; Allen, 1996). En général, son aire de répartition aux États-Unis englobe le Colorado, le Wyoming, le Montana, le Kansas, le Nebraska, les Dakotas du Nord et du Sud, de même que l'ouest de l'Oklahoma et le Texas. Après un déclin important au tournant du siècle, déclin qui s'est même poursuivi jusque dans les années 1960 et 1970 dans certaines régions (p. ex. dans le Dakota du Sud), l'espèce a fait un léger retour.

Les connaissances actuelles sur l'abondance et la répartition de l'espèce sur le continent sont incomplètes. L'écorégion potentielle de prairies d'herbes courtes ou mixtes actuellement cartographiée en Amérique du Nord (figures 2 et 3) pourrait être inférieure de 20 % par rapport aux estimations les plus « optimistes » de l'aire de répartition historique du renard véloce donnée dans la documentation. La répartition originale de l'espèce était avant tout influencée par l'étendue des prairies indigènes et, à quelques exceptions près, c'est toujours le cas dans la plupart des régions.

De la fin du XIX^{e} siècle au premier quart du siècle suivant, l'activité humaine a modifié le paysage des prairies (Coupland, 1950 – voir aussi la partie sur la dégradation de l'habitat). La perte de l'habitat de prairie, la lutte contre les prédateurs, la non-réglementation du piégeage et de la chasse, la lutte contre les rongeurs, la construction de routes, l'utilisation généralisée de pesticides et d'herbicides, la disparition d'autres composantes fauniques des prairies (p. ex. les bisons, les loups) et les changements climatiques à long terme sont autant de facteurs qui ont été invoqués pour expliquer la diminution du nombre des renards véloces aux États-Unis et leur disparition complète du Canada. Mais cette liste de facteurs n'est que spéculative : on ne possède aucune donnée empirique qui permettrait d'établir avec précision les raisons du déclin des populations de renards véloces sur le continent.

Répartition canadienne

Répartition historique – jusqu'aux années 1930

Historiquement, le renard véloce était présent dans le sud de l'Alberta (jusqu'au 53^{e} degré de latitude nord – Soppel, 1964), dans le sud de la Saskatchewan et, sans doute, dans le sud-ouest du Manitoba (Pattimore, 1985). Le dernier spécimen confirmé au Canada a été recueilli en 1928, près de Govenlock en Saskatchewan, à 14 km à l'est de la frontière de l'Alberta et de la Saskatchewan et 28 km au nord de la frontière américaine. Une observation non confirmée a été signalée par Looman en 1972.

Répartition actuelle – 1983 à 1997

Depuis le début des programmes de réintroduction en 1983, l'aire de répartition du renard véloce au Canada a été délimitée par Carbyn (1996) et mise à jour par Cotterill (1997b). Aucune des cartes antérieures n'incluait les zones de dispersion. La figure 4 comprend de l'information sur les aires de dispersion et les aires principales de l'habitat approprié et non approprié, respectivement. La carte intègre l'information recueillie à ce jour sur une approximation de l'habitat du renard véloce telle qu'établie à partir de la cartographie SIG avec résolution de 1 km par pixel. Les aires principales sont identifiées Aire principale 1 (Lost River Ranch/région frontalière) et Aire principale 2 (parc national des Prairies/Wood Mountain). Les données sur la couverture terrestre utilisées dans la figure 4 sont fondées sur les images satellitaires par radiomètre perfectionné à très haut pouvoir de résolution (AVHRR) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), prises au cours des étés 1988 et 1991. Le *Manitoba Remote Sensing Centre* a classé les images selon les types généraux de couverture terrestre à une résolution de 1 kilomètre. La carte de la couverture terrestre classée a été importée dans le logiciel Arcview et convertie en format polygonal. Les fichiers Arcview ont servi à calculer la superficie d'intérêt pour le présent rapport et à faire les illustrations.

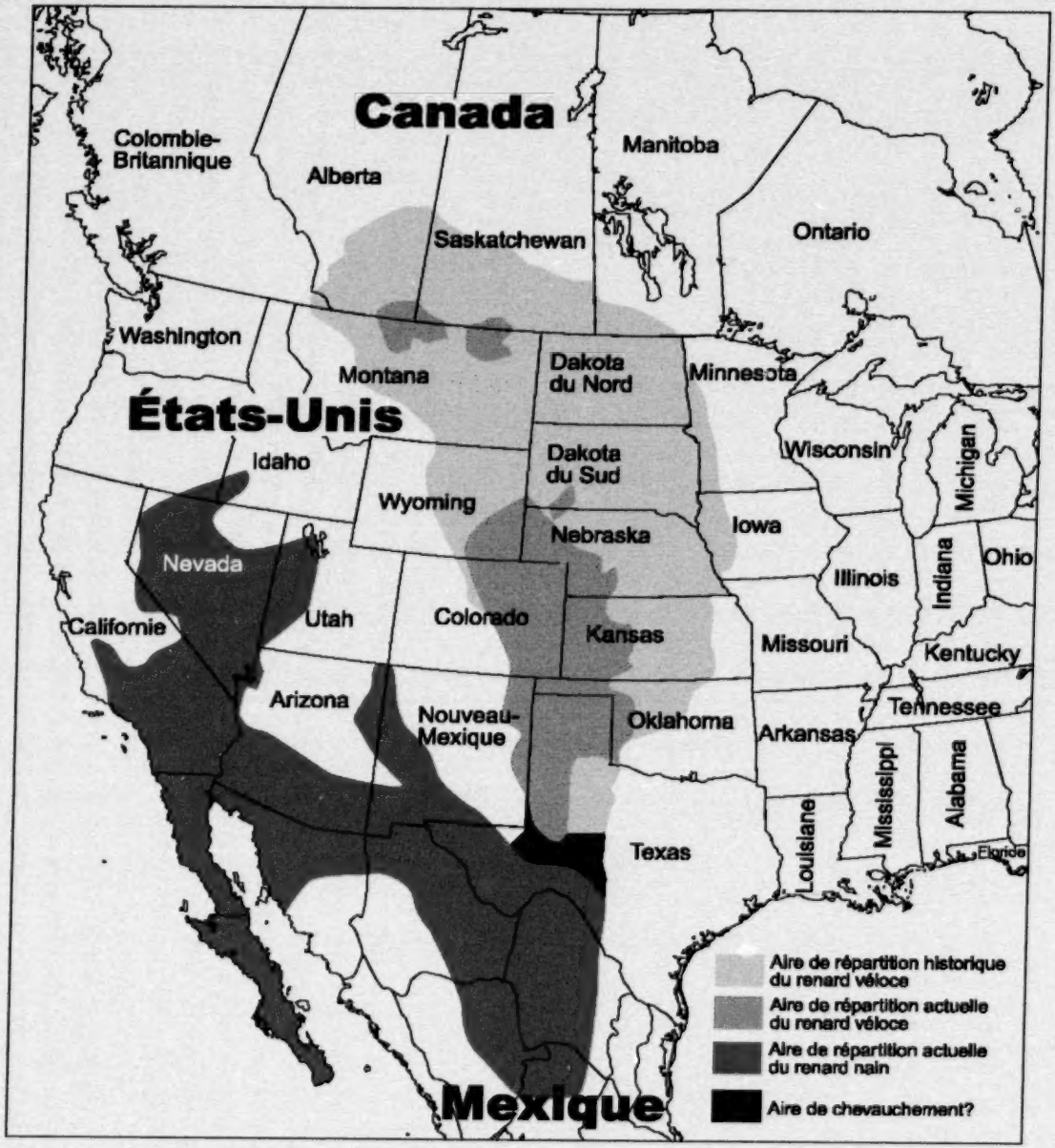


Figure 1. Approximation grossière de l'aire de répartition maximale possible du renard véloce en Amérique du Nord au XIX^{e} siècle et répartition approximative en 1997.

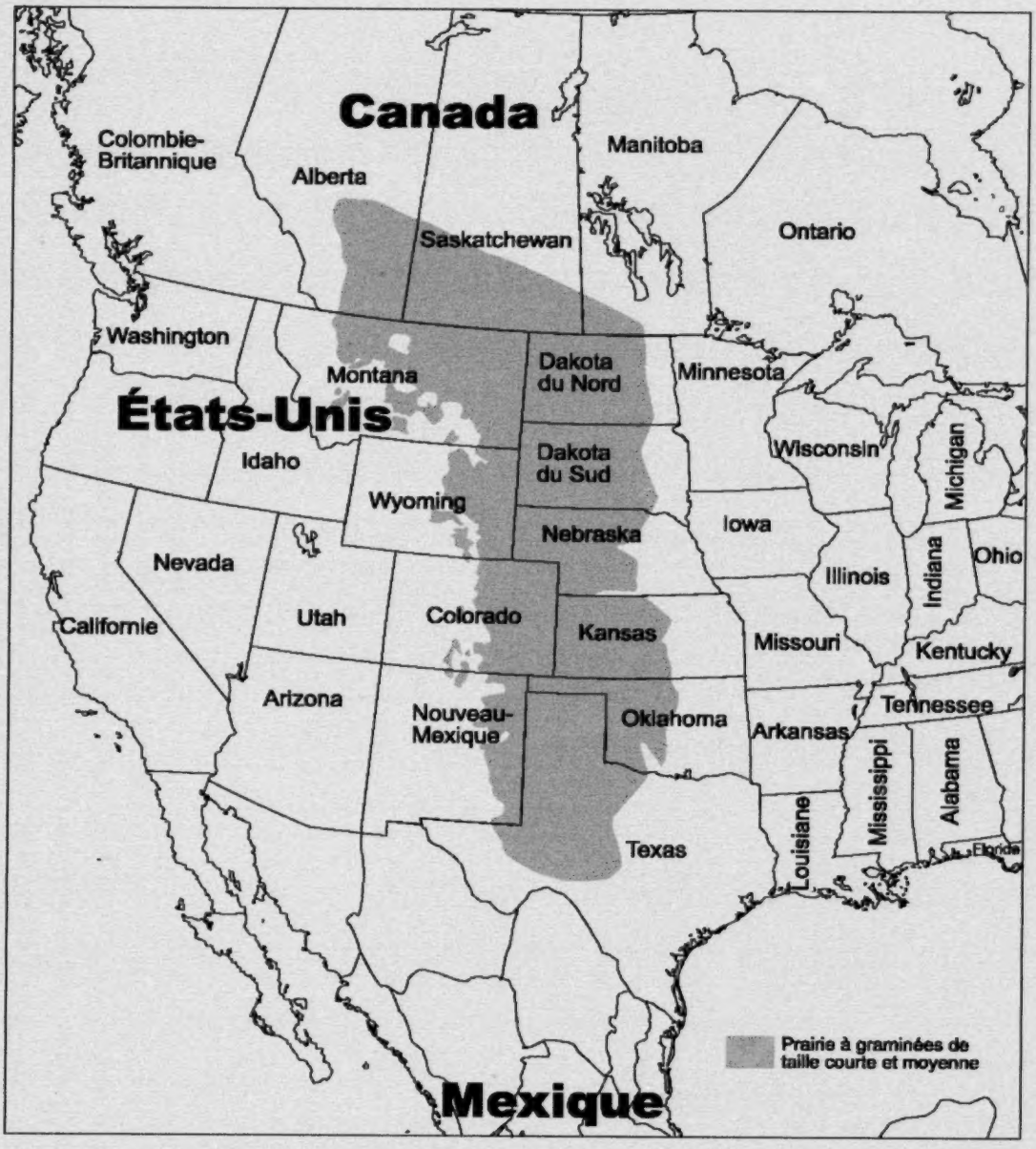


Figure 2. Étendue approximative de la prairie à graminées de taille courte à moyenne en Amérique du Nord, selon une interprétation de Lauenroth (1966) modifiée et le plan d'action pour la conservation de la prairie canadienne.

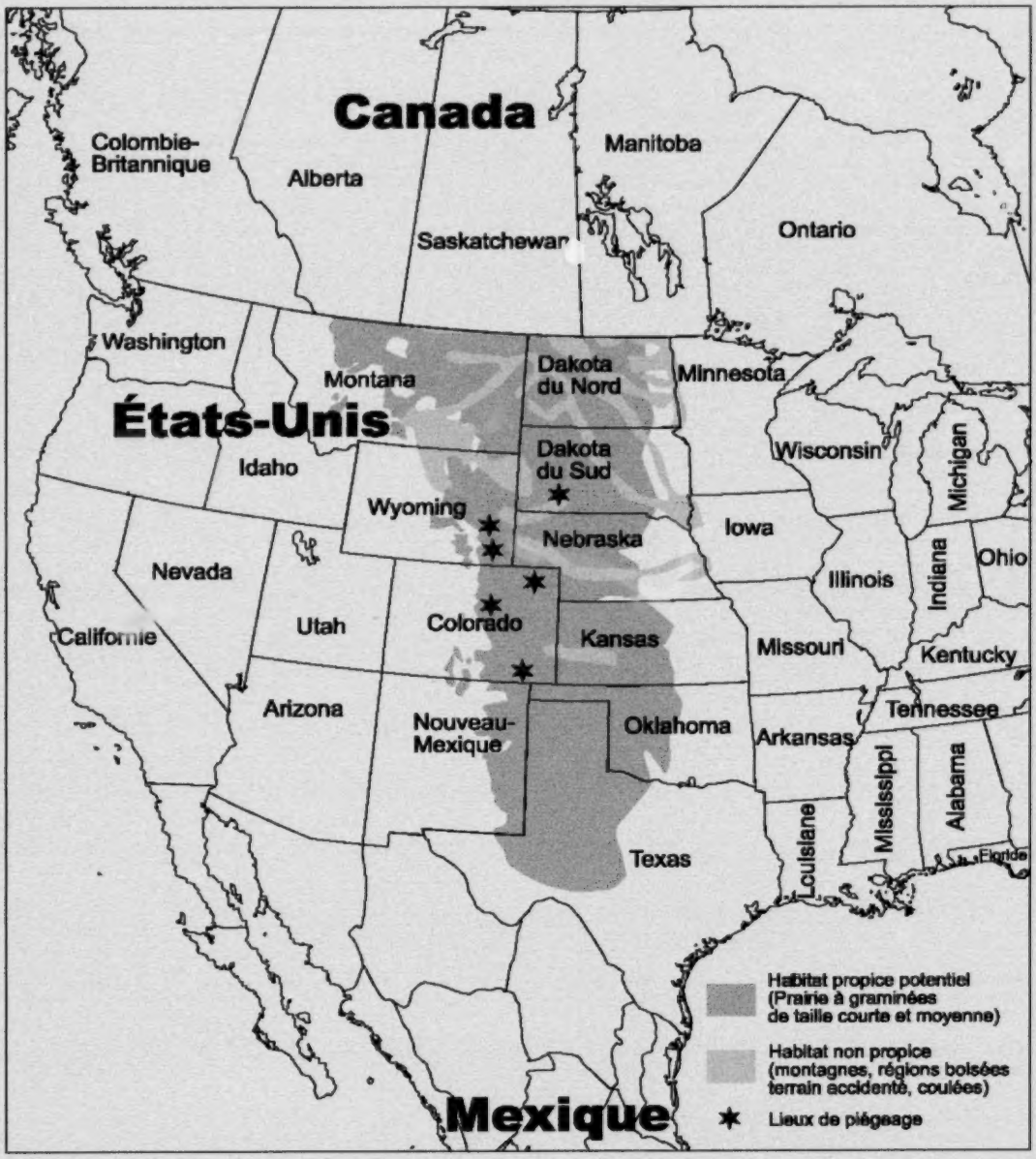


Figure 3. Répartition de l'habitat propice potentiel du renard véloce aux États-Unis. Les éléments du paysage susceptibles d'entraver la dispersion, qui peuvent isoler les populations et empêcher le flux de gènes, sont indiqués en pointillé. Les sites de piégeage où ont été capturés les renards véloces du programme canadien de réintroduction sont aussi indiqués.

Répartition canadienne

Répartition historique – jusqu'aux années 1930

Historiquement, le renard véloce était présent dans le sud de l'Alberta (jusqu'au 53^{e} degré de latitude nord – Soppel, 1964), dans le sud de la Saskatchewan et, sans doute, dans le sud-ouest du Manitoba (Pattimore, 1985). Le dernier spécimen confirmé au Canada a été recueilli en 1928, près de Govenlock en Saskatchewan, à 14 km à l'est de la frontière de l'Alberta et de la Saskatchewan et 28 km au nord de la frontière américaine. Une observation non confirmée a été signalée par Looman en 1972.

Répartition actuelle – 1983 à 1997

Depuis le début des programmes de réintroduction en 1983, l'aire de répartition du renard véloce au Canada a été délimitée par Carbyn (1996) et mise à jour par Cotterill (1997b). Aucune des cartes antérieures n'incluait les zones de dispersion. La figure 4 comprend de l'information sur les aires de dispersion et les aires principales de l'habitat approprié et non approprié, respectivement. La carte intègre l'information recueillie à ce jour sur une approximation de l'habitat du renard véloce telle qu'établie à partir de la cartographie SIG avec résolution de 1 km par pixel. Les aires principales sont identifiées Aire principale 1 (Lost River Ranch/région frontalière) et Aire principale 2 (parc national des Prairies/Wood Mountain). Les données sur la couverture terrestre utilisées dans la figure 4 sont fondées sur les images satellitaires par radiomètre perfectionné à très haut pouvoir de résolution (AVHRR) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), prises au cours des étés 1988 et 1991. Le *Manitoba Remote Sensing Centre* a classé les images selon les types généraux de couverture terrestre à une résolution de 1 kilomètre. La carte de la couverture terrestre classée a été importée dans le logiciel Arcview et convertie en format polygonal. Les fichiers Arcview ont servi à calculer la superficie d'intérêt pour le présent rapport et à faire les illustrations.

Ce serait faire preuve de méconnaissance et mal interpréter les faits que de confondre l'« aire de répartition potentielle » et l'« aire de répartition actuelle » du renard véloce au Canada et aux États-Unis. De vastes superficies représentées dans les figures 3 et 4 n'abritent en effet probablement aucun renard véloce à l'heure actuelle. Le défi sera à l'avenir de déterminer si ces zones conviennent à l'espèce et, le cas échéant, de continuer à y mettre en liberté des renards. Sinon, on pourrait évaluer la capacité du renard de se disperser dans ces zones à partir des principales aires de population.

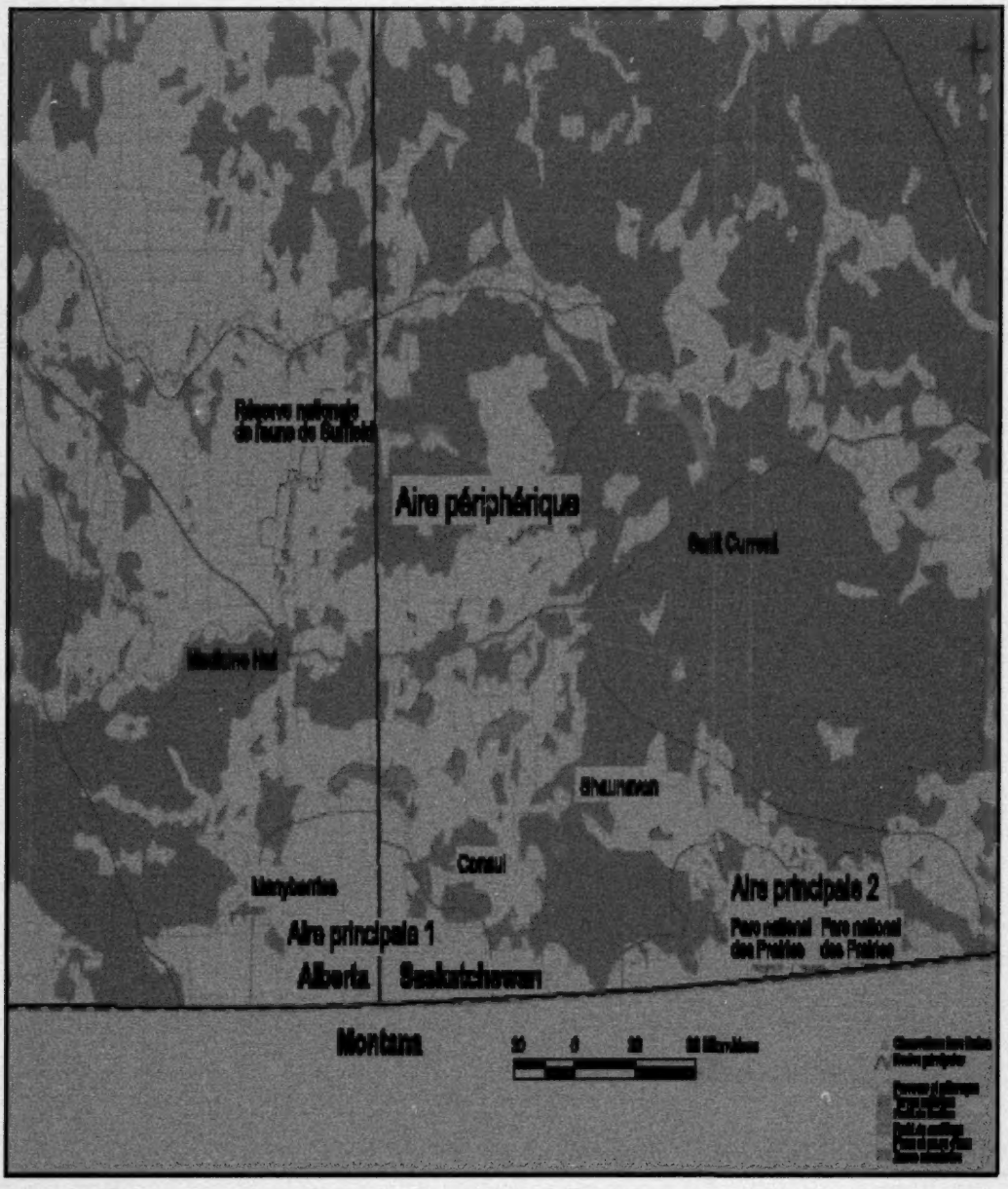


Figure 4. Répartition approximative du renard véloce au Canada, comprenant les données de relevés et les observations d'animaux qui se sont dispersés depuis les sites principaux de réintroduction situés le long de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan et dans la région du parc national des Prairies.

La répartition actuelle de la population de renards véloces au Canada et dans l'État adjacent du Montana est le fruit d'un ambitieux programme de réintroduction en cours depuis 14 ans (Schroeder, 1982; Russell, 1983; Reynolds, 1983, a, b; Russell *et al.*, 1984; Russell et Scotter, 1984; Scott-Brown et Reynolds, 1984; Scott-Brown et Herrero, 1985; Herrero et Mamo, 1987; Herrero *et al.*, 1989; Mamo, 1987; Mamo, 1988; Mamo, 1994, a, b, c; Mamo, 1995; Mamo *et al.*, 1990; Mamo et Herrero, 1987; Mamo et Sturgess, 1991; Carbyn, 1986; Carbyn et Schroeder, 1987; Carbyn, 1990; Carbyn, 1996; Carbyn et Killaby, 1989; Carbyn *et al.*, 1993; Carbyn *et al.*, 1994; Brechtel *et al.*, 1993; Brechtel *et al.*, 1994; Brechtel *et al.*, 1996; Hjertaas, 1994; Fisher, 1993; Harris et McAdam, 1994; Cotterill, 1997 a, b; Taggart, 1994; Moehrenschlager, 1994; Smeeton, 1994; Smeeton, 1996).

L'aire de répartition présumée du renard véloce a été définie en 1997 à partir des données obtenues aux sites de mise en liberté, des données sur la dispersion, de la localisation par télémétrie, des observations épisodiques, des relevés de la mortalité sur les routes et de la surveillance des animaux portant un collier émetteur effectuée dans le cadre de quelques études (Mamo, 1994; Pruss, 1994; Carbyn *et al.*, 1994). Les principales aires à l'étude au Canada s'étendent de l'ouest de Manyberries, en Alberta, jusqu'au Parc national des Prairies en Saskatchewan à l'est, et englobent 108 cantons, en totalité ou en partie.

On trouvera ci-dessous quelques données sommaires sur les zones illustrées dans la figure 4. Il s'agit d'une première approximation de l'habitat de prairie indigène relevé dans les aires principales 1 et 2 et dans les zones adjacentes, en Alberta et en Saskatchewan. Ces données doivent faire l'objet d'une analyse plus poussée.

	Superficie totale	Superficie totale de prairie indigène	%
Principale 1 -	5 400 km^2	5 100 km^2	94
Principale 1 -	4 200 km^2	3 400 km^2	81
Périphérie -	45 400 km^2	24 200 km^2	53

Les zones en blanc (figure 4) contiennent certaines terres susceptibles de constituer un habitat convenable pour le renard véloce; les zones en gris sont des terres cultivées. La carte indique effectivement l'aire de répartition potentielle où pourraient exister des sous-populations au sein d'une métapopulation plus importante. L'étendue des mouvements entre les sous-populations dépendra de la capacité des renards de se disperser, de la nature des zones séparant les sous-populations et des distances entre les zones qui conviennent au renard.

Programme canadien de réintroduction

Le rétablissement du renard véloce est entièrement attribuable au programme de réintroduction. Il est en effet inconcevable que des renards aient pu survivre, sans être observés, dans des « poches » isolées avant les réintroductions. Malgré la rumeur voulant qu'il y ait eu des survivants, aucune observation n'a jamais été documentée, bien que l'on ait continué de croire jusqu'en 1970 que les renards

véloces étaient encore présents en très petits nombres dans leurs anciennes aires de répartition des Prairies canadiennes (Novakowski, 1970).

Les renards se font facilement piéger. Il est donc pratiquement impensable qu'entre 1928 (année de la dernière observation officielle) et 1983 (année des premières mises en liberté officielles), soit sur une période de 55 ans, on n'en ait jamais observé là où l'on pratique le piégeage. C'est de toute évidence le programme de réintroduction mis en œuvre entre 1983 et 1997 qui a rétabli ce petit carnivore dans certaines régions du sud de l'Alberta, du sud de la Saskatchewan et du nord du Montana, où il abondait autrefois. Si les premières mises en liberté officielles ont eu lieu en 1983, ce n'était cependant pas la première fois qu'on libérait des renards dans la nature. En effet, en 1976, un zoo privé d'Edmonton avait relâché quatre renards dans la région du parc national des Prairies. Bien que l'opération ait été largement publicisée dans une émission de télévision, il ne s'agissait pas d'une activité officielle (Al Oeming, comm. pers.). Il est peu probable que ces quatre animaux relâchés aient réussi à fonder une population.

Le rétablissement ultérieur de l'espèce dans son ancien habitat fut une démarche de longue haleine. C'est dans les années 1960 que l'on a tenté pour la première fois d'élever des renards en captivité au Zoo de Calgary et à l'Alberta Game Park (Polar Park), à Edmonton. Les renards de la ferme à gibier, qui provenaient de l'Utah, ont été accouplés pour la première fois en Alberta en 1961 (Al Oeming, comm. pers.). C'est la réserve faunique de Cochrane (appelée autrefois Wildlife Reserve of Western Canada) qui a par la suite pris en grande partie la direction de l'élevage en captivité. L'Alberta Game Park lui a donné une renarde (peut-être deux, le dossier n'est pas clair) en 1976 (Smeeton, 1984), et la réserve avait déjà importé deux couples de renards en 1972. Ces premières initiatives se sont transformées en un imposant programme mettant à contribution quatre organismes fédéraux et provinciaux et six organismes non gouvernementaux. Le Service canadien de la faune (SCF) a commencé à y participer officiellement en 1978, lorsque le COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) a classé l'espèce comme « disparue du Canada » (Russel et Zendran, 1983).

Un comité technique a dirigé le projet entre 1984 et 1989. En avril 1989, il a été remplacé par l'Équipe nationale de rétablissement du renard véloce, dans le cadre du programme RESCAPÉ (Rétablissement des espèces canadiennes en péril). L'équipe originale était composée de représentants de l'Alberta, du SCF, de la Saskatchewan et de la faculté des sciences de l'environnement de l'Université de Calgary. En 1993, un représentant du Zoo de Calgary venait s'y ajouter suivi, en 1994, par des représentants de la réserve faunique de Cochrane, du Zoo d'Edmonton Valley, de la Swift Fox Conservation Society et de Parcs Canada, qui ont pris la relève de ceux de l'Université et du Zoo de Calgary. Grâce à l'efficacité de ses programmes, la réserve de Cochrane a réussi à trouver de solides appuis financiers pour l'élevage des renards en captivité. En 1994, le livre d'origine du renard véloce, tenu au départ par le Zoo de Calgary, a été confié à la réserve faunique de Cochrane. En 1997, cette dernière changeait son nom en celui de Cochrane Ecological Institute, et le SCF

transférait la propriété des renards à ce nouvel établissement. Avant 1985 (entre 1973 et 1985), la famille Smeeton était propriétaire des renards gardés en captivité dans son ranch.

Du fait de son histoire unique et de son évolution par étapes, le programme ne reposait pas au départ sur un plan de rétablissement approuvé. En effet, d'initiatives privées (1961 et 1973), il est devenu projet universitaire (1977) financé en partie par le gouvernement, puis programme inter-organismes (1984). Les lettres d'entente entre les gouvernements provinciaux et fédéral, échues en 1989, ont été renouvelées jusqu'au 31 mars 1994, puis jusqu'en mars 1997. Les documents qui ont mis le programme en perspective à l'origine sont une thèse d'étudiant ainsi que divers rapports de projets du SCF effectués par l'entremise de l'Université de Calgary (Carlington, 1978; Carlington, 1980; Russell et Zendran, 1983; Reynolds, 1983; Schroeder, 1985; Carbyn et Schroeder, 1987).

En 1989, on avait déjà réalisé une foule de travaux sur le terrain, mais il n'y avait toujours pas de cadre général d'exploitation. L'équipe de rétablissement nouvellement mise sur pied s'est attelée à formuler diverses options et à élaborer une stratégie de gestion. Sans la période prolongée d'essais et erreurs qui avait précédé, aucune des connaissances sur la réaction des renards aux différentes techniques de mise en liberté et aux différentes conditions environnementales n'aurait été disponible. Au moment de sa création en 1989, l'équipe de rétablissement disposait ainsi d'une mine de renseignements pour mettre un programme au point. On a donc établi un calendrier, que l'on a respecté jusqu'au bout. À l'occasion d'une série de réunions tenues en 1989, l'équipe de rétablissement a présenté trois options aux autorités administratives. Après examen, les directeurs de la Région des Prairies et du Nord du SCF et des services de la faune de l'Alberta et de la Saskatchewan approuvaient, en 1992, la tenue d'un programme et allouaient les fonds nécessaires à son prolongement.

L'objectif général du programme était d'abord de déterminer s'il était possible de réintroduire l'espèce dans les Prairies canadiennes et, si oui, de recommander la mise en œuvre d'un véritable programme de rétablissement. Ce renouvellement des efforts (à partir de 1989) a donné lieu à 3 projets : 1) utilisation d'un plus grand nombre de renards capturés dans la nature pour les mises en liberté directes; 2) mises en liberté au printemps et comparaison des résultats obtenus avec ceux des mises en liberté à l'automne; 3) diversification des emplacements, en choisissant des sites plus humides pour contrer la sécheresse.

On a mis au point des indicateurs pour mesurer le succès du programme de trois ans. C'est ainsi qu'on a défini les critères minimaux suivants : dans chaque site de mise en liberté, deux années sur trois, au moins 15 % des animaux relâchés devaient survivre au moins un an, et le recrutement annuel dans la population survivante devait compenser la mortalité annuelle pour chaque année dans au moins un site de mise en liberté sur quatre.

En 1992, il était devenu évident que l'on pouvait réintroduire l'espèce (Brechtel *et al.*, 1993) et que, pour profiter de ses fruits, il fallait prolonger le programme de cinq autres années. L'équipe de rétablissement fut donc spécialement chargée de préparer un plan de rétablissement de cinq ans qui devait comprendre plusieurs éléments clés :

1. Poursuite des mises en liberté de renards véloces pour une autre période de cinq ans (1992 à 1997).
2. Surveillance de la population sauvage pour guider les futures mises en liberté et évaluer le succès du programme.
3. Importation de renards véloces du Wyoming en vue de leur mise en liberté au Canada.
4. Poursuite de l'élevage en captivité, pourvu que les établissements d'élevage puissent financer leurs opérations sans appui direct du gouvernement.
5. Réduction au minimum du nombre de renards véloces en captivité nécessitant des soins à long terme après la fin du programme. Tous les renards reproducteurs devaient être relâchés avant d'avoir atteint l'âge de cinq ans.
6. Responsabilité des programmes de mise en liberté et de surveillance assumée par les organismes provinciaux; responsabilité de l'obtention des renards véloces du Wyoming et des établissements d'élevage en captivité assumée par le Service canadien de la faune.
7. Responsabilité de la mise sur pied de projets de recherche visant à évaluer les exigences en matière d'habitat, la survie et l'écologie des renards véloces à l'extrémité nord de leur habitat assumée par le Service canadien de la faune.

Les mises en liberté de renards capturés dans la nature (renards américains) et de renards élevés en captivité se sont poursuivis de 1994 à 1997, alors qu'en 1992 et en 1993 on n'a libéré que des renards élevés en captivité. Trois grands événements ont marqué cette période. D'abord, à partir de 1994, le Service canadien de la faune, l'Université d'Oxford (Angleterre) et l'Université d'Alberta (département des ressources renouvelables) ont réalisé des programmes de recherche dans les aires principales de l'aire de répartition actuelle des renards. Auparavant, la faculté des sciences de l'environnement de l'Université de Calgary avait aussi élaboré des plans de faisabilité et fait des recherches (Carlington, 1980; Reynolds, 1983a; Schroeder, 1985; Pruss, 1994). La majeure partie du financement provenait toujours du budget des services votés du Service canadien de la faune, qui fournissait aussi les véhicules, le matériel et l'hébergement sur le terrain pour toutes les études. Ensuite, un relevé détaillé du nombre de renards a été effectué au cours de l'hiver 1996-1997 (Cotterill, 1997a). Ce relevé, auquel participaient tous les organismes gouvernementaux et d'autres organismes, est un bel exemple de collaboration. Enfin, en juin 1997, la propriété de la colonie de renards captifs de Cochrane a été transférée du Service canadien de la faune au Cochrane Ecological Institute. Plusieurs recherches importantes sur les renards en captivité ont été réalisées à l'Institut, notamment une étude par E. Teeling (M. Sc., 1996, Université d'Édimbourg) et une autre par S. Bremner (M. Sc., 1997, Université d'Édimbourg).

Mise en liberté progressive et mise en liberté directe

La mise en liberté progressive consiste à mettre des couples de renards dans des enclos sur le terrain pendant l'automne, à leur faire passer l'hiver sur place, puis à mettre les groupes familiaux en liberté au cours du printemps et de l'été suivant. Dans le cas de la mise en liberté directe, on transporte des renards de l'établissement où ils ont été élevés en captivité et on les met directement en liberté dans la nature sans les acclimater au préalable dans des enclos sur le terrain (Carbyn *et al.*, 1994). Entre 1983 et l'automne 1987, toutes les mises en liberté de renards élevés en captivité ont fait appel à la méthode progressive. Le nombre de couples de renards ainsi libérés est donné au tableau 1. Le nombre total d'animaux relâchés (adultes et progéniture) s'élevait à 137. Dans un échantillon de 200 renards (45 mis en liberté progressivement et 155 directement), la survie à 6 mois s'est élevée respectivement à 55 % et à 34 %, et la survie à 12 mois, à 31 % et 17 %; la survie à 24 mois était pratiquement la même, soit 13 % et 12 %.

Le programme de mise en liberté progressive a été abandonné par la suite à cause de son coût élevé en main-d'œuvre et en argent, et parce qu'il produisait moins de renards que le programme de mise en liberté directe. Les mises en liberté de l'automne se faisaient entre la fin août et octobre, soit au moment où l'on présumait que les jeunes se dispersaient normalement; mais d'après des données récentes (A. Moehrenschlager *et al.*, en cours de rédaction), il semble que la dispersion soit moins fréquente qu'on ne le pensait à cette époque.

Tableau 1. Nombre de couples de renards placés dans des enclos sur le terrain dans le Sud de la Saskatchewan et de l'Alberta entre 1983 et 1987, qui ont permis la mise en liberté de 137 renards (78 adultes et 59 jeunes nés en enclos) dans le cadre des mises en liberté progressives.

Année	Saskatchewan	Alberta
1983	Nil	6
1984	5	6
1985	5	6
1986	5	6

Après 1987, tous les renards élevés en captivité et les renards capturés dans la nature qui ont été relâchés l'ont été selon la méthode directe (Tableau 2). Le tableau 3 donne une ventilation des renards relâchés dans les blocs Ouest et Est du Parc national des Prairies.

Tableau 2. Données sommaires sur le nombre de renards véloces mis en liberté en vue de leur réintroduction dans le sud du Canada, dans le cadre d'un projet de réintroduction utilisant la méthode de mise en liberté directe.

Année/saison de la mise en liberté	Frontière Alba./Sask.		Wood Mountain/ Parc national des Prairies		Crête de la rivière Milk	
	n^{bre} mises en liberté	n^{bre} colliers[1]	n^{bre} mises en liberté	n^{bre} colliers	n^{bre} mises en liberté	n^{bre} colliers
Été 1972	-	-	2	-	-	-
Automne 1987	57	18	-	-	-	-
Automne 1988	53	12	-	-	-	-
Print. 1989	-	-	-	-	28	14
Automne 1989	35	13	-	-	33	13
Print. 1990	28	27	-	-	-	-
Automne 1990	38	0	51	20	-	-
Print. 1991	-	-	29	28	-	-
Automne 1991	35	0	46	10	-	-
Automne 1992	-	-	87	-	-	-
Automne 1993	15	-	35	-	-	-
Automne 1994	43	11	19	-	-	-
Automne 1995	21	11	34	-	-	-
Automne 1996	17	7	37	-	-	-
Automne 1997	-	-	62	-	-	-
Total	342	99	402	58	61	27
Total des mises en liberté directes						805

[1]« n^{bre} colliers » indique le nombre de renards munis d'un collier émetteur permettant de contrôler la survie et la répartition.

Tableau 3. Nombre de renards mis en liberté dans les blocs Est et Ouest du Parc national des Prairies en Saskatchewan.

	Bloc Est/Wood Mountain		Bloc Ouest	
Année	Élevés en captivité	Capturés et transplantés	Élevés en captivité	Capturés et transplantés
1990	51		-	-
1991	61[1]	14	0	-
1992	16		38	-
1993	11		24	-
1994	9		10	-
1995	12	6	16	-
1996	22	-	7	-
1997	32	1	26	-
Total	214	21	121	-

[1]Quatre de ces renards avaient été gardés en captivité après leur capture aux États-Unis en 1988 et ont donc été désignés comme des renards élevés en captivité dans ce tableau, étant donné qu'ils avaient été acclimatés au confinement.

Programme de capture dans la nature

Le programme canadien de réintroduction utilisait à la fois des renards élevés en captivité et des renards nés à l'état sauvage. Il a fallu importer des renards des États-Unis pour obtenir des renards de reproduction pour les établissements d'élevage en captivité. La ferme de gibier de l'Alberta, près d'Edmonton, a été le premier établissement canadien à élever des renards véloces dans les années 1960.

Depuis 1983, la Wildlife Reserve of Western Canada, près de Cochrane, en Alberta, était le principal fournisseur de renards véloces captifs. Un approvisionnement stable de renards élevés en captivité a permis de constituer le noyau du programme de réintroduction. Au nombre des autres établissements ayant intégré le projet à un stade ultérieur figurent le Zoo de Calgary (1983 à 1994), le Moose Jaw Wild Animal Park (1984 à 1995) et le Valley Zoo d'Edmonton (1989 à 1997). Deux autres établissements canadiens (le Zoo de Kamloops et le Forestry Farm Zoo de Saskatoon) possèdent des renards véloces à des fins d'exposition. En 1996, 16 zoos canadiens étaient agréés par l'Association canadienne des jardins zoologiques et des aquariums (Dave Leeb, comm. pers.), ce qui accroît le potentiel d'exposition future de renards véloces captifs dans le cadre de programmes d'éducation publique.

Le nombre total de renards importés des États-Unis pour le programme officiel est donné au tableau 4. Au cours des années, les avantages de la mise en liberté de renards élevés en captivité par rapport à ceux de la mise en liberté de renards capturés dans la nature a suscité un houleux débat. Les premières mises en liberté directes (de 1983 à 1989) comptaient une plus faible proportion de renards capturés (18 sur 344) que les années suivantes (66 sur 535). Le taux global était de 84 renards capturés dans la nature pour 795 renards élevés en captivité, soit 1 : 10. Ces chiffres ne comprennent pas les renards nés dans les enclos de mise en liberté progressive.

L'un des thèmes du débat portait sur les aspects négatifs du fait de retirer des animaux de leur milieu naturel, ce qui en réduit le nombre à l'échelle du globe. Cet argument est pertinent si les chiffres globaux sont faibles, mais il l'est moins si l'espèce est encore largement distribuée et présente en fortes densités dans certaines parties de son habitat. La mise en liberté d'animaux élevés en captivité ajoute au contraire à la population mondiale, ce qui n'est pas le cas lorsqu'on ne fait que déplacer d'un endroit à un autre des renards capturés. La capture se faisait dans la nature, sans que l'on possède d'estimations de la population pour déterminer l'impact du retrait des renards dans la population établie. Ce facteur pourrait prendre de l'importance si la capture d'animaux dans la nature doit se poursuivre à des fins de réintroduction.

Tableau 4. Données sommaires sur le nombre de renards importés entre 1973 et 1996 pour le programme canadien de réintroduction. Ces renards ont servi à l'élevage en captivité et aux mises en liberté.

Année	Nombre de renards	Lieu
1973	4	Colorado (Golden County)
1980	7	South Dakota (Pierre)
1980	5	Colorado (Weld County)
1981	5	South Dakota (Pierre)
1984	9	Colorado (Weld County)
1985	9	Colorado (Lincoln County)
1986	11	Wyoming (Laramie County)
1987	2	Colorado (Las Animas)
1988	11	Colorado (Las Animas)
1990	19	Wyoming (Laramie County)
1991	22	Wyoming (Laramie County)
1994	20	Wyoming (Laramie County)
1995	20	Wyoming (Laramie County)
1996	7	Wyoming (Laramie County)

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Alberta

En Alberta, on a relâché des renards véloces à 2 endroits : à la frontière Alberta/Saskatchewan (y compris la région de Lost River Ranch) et dans la région de la crête de la rivière Milk. À cause de problèmes liés à la rage, ce dernier site a été abandonné peu de temps après les premières mises en liberté en 1989.

Un recensement intensif de la population mené en 1996-1997 a permis d'avoir une première idée précise du succès global du programme de réintroduction. On a obtenu des chiffres pour la région de la frontière Alberta/Saskatchewan et celle du Parc national des Prairies. Dans la portion frontalière de l'aire de répartition, on a compté environ 192 animaux (intervalle de confiance à 95 %, 93-346). Ce résultat a été obtenu par piégeage le long de transects aléatoires tracés à travers la partie principale de l'aire de répartition présumée du renard véloce (Cotterill, 1997a). Apparemment, la population avait augmenté par rapport à la population du recensement de 1994, qui comptait entre 100 et 135 renards (Mamo, 1994a).

L'étendue du domaine vital utilisée pour les calculs a eu une incidence sur les estimations de la densité et des populations lors du relevé de 1996-1997. Cette étendue était fondée sur les données du pistage radio-électrique obtenues sur des périodes de 1 à 2 ans. Comme l'étendue du domaine vital utilisée dans la période de recensement de trois mois est vraisemblablement plus petite, les estimations de la population s'en trouvent affectées. Il peut aussi y avoir eu sous-estimation à cause des mauvaises conditions météorologiques. Enfin, toutes les régions susceptibles d'abriter des renards n'ont pas été couvertes. Par exemple, les renards qui sont passés du Canada aux États-Unis ne sont pas inclus (Cotterill, 1997a).

Les renards nés dans la nature dénombrés lors des relevés de 1997 formaient la majeure partie de la population. Leur proportion par rapport aux renards relâchés (animaux élevés en captivité ou capturés dans la nature) était plus importante lors du recensement de 1996-1997 (Cotterill, 1997a) que dans les études effectuées en 1990-1991 (Carbyn *et al.*, 1994), mais moins que dans le recensement effectué par Mamo en 1994 (Mamo, 1994c). La proportion élevée de renards nés dans la nature, dont des renards âgés et des renards juvéniles, pourrait indiquer qu'une population autosuffisante a réussi à s'implanter.

En plus de la population de base qui se trouve dans l'aire de répartition albertaine, on trouve des renards dans d'autres régions (figure 4), soit celles de Bow Island et de Brooks. On a documenté un cas de dispersion sur environ 200 km (un renard portant un collier émetteur); un autre renard (non marqué) a été pris au piège à une distance de 250 km du site de la mise en liberté situé le plus proche (dossiers du SCF). Comme il s'agissait d'un animal non marqué, on ne peut cependant rien dire de son origine.

Saskatchewan

Deux endroits (les blocs Est et Ouest) ont été choisis comme sites de mise en liberté dans le centre de la Saskatchewan. Ces sites sont séparés d'environ 60 km. Les distances entre les populations de la frontière Alberta/Saskatchewan et celles des blocs Est et Ouest du Parc national des Prairies sont respectivement d'environ 248 et 185 km.

On a dénombré environ deux fois moins de renards dans la région de Wood Mountain au cours du relevé de l'hiver 1996-1997 que le long de la frontière Alberta/Saskatchewan (Cotterill, 1997a). Sept renards ont été capturés dans le bloc Est et un dans le bloc Ouest. En 1996, environ 245 renards avaient été relâchés dans le bloc Est, et environ 121 dans le bloc Ouest (on ignore les chiffres exacts). La population de la région de Wood Mountain (en Saskatchewan uniquement, à l'exclusion du Montana) a été estimée à 87 individus (Cotterill, 1997a).

Manitoba

Aucun renard véloce n'a été relâché au Manitoba étant donné que les prairies n'y sont pas assez étendues pour justifier la tenue d'un programme de réintroduction. On doute que l'espèce ait jamais été présente en nombre significatif dans la région (Pattimore, 1985).

Une observation curieuse a été faite le 19 avril 1997 par Peter Sawatzky, un résident de Glenboro. Ce jour-là seulement, lui et son fils ont observé un renard véloce dans un terrier situé dans un habitat atypique pour l'espèce, au bord d'un champ cultivé. On pourrait mettre cette observation en doute si l'observateur n'était pas lui-même naturaliste et s'il n'avait pas pris des photographies de qualité pour bien identifier l'animal.

On peut se demander comment ce renard s'est retrouvé dans cet endroit. Cela impliquerait en effet une distance de dispersion naturelle de 700 km ou plus par rapport à la population canadienne la plus proche. Pourtant, la majeure partie de la région située entre les deux endroits consiste en terres agricoles très modifiées et, dans une moindre mesure, en régions boisées. Bien que l'on ignore où se trouvait la population américaine la plus proche, compte tenu de la distance de dispersion et du caractère de l'habitat, il n'est guère probable que le renard se soit dispersé vers le nord. De grandes bandes de zones agricoles et d'habitats riverains encaissés sont intercalées. L'observation la plus proche à avoir été faite franc sud semble dater de 1990, dans la région des prairies du Missouri, au Dakota du Nord, à quelque 225 km de la frontière canadienne.

Structure des populations

Structure par âge et par sexe

Les données sur la structure des populations proviennent de deux sources : le relevé de l'hiver 1996-1997 (Cotterill, 1997a) et les études réalisées par Moehrenschlager et Michie (1994-1998). Ces données donnent une idée de la « robustesse » de la réintroduction, des tendances et de la survie.

Lors du recensement hivernal, le ratio jeunes-adultes était de 1. On a capturé plus de mâles que de femelles (20 pour 12). Le ratio mâles-femelles chez les adultes était égal à 1, mais chez les juvéniles, on a capturé deux fois plus de mâles que de femelles (11 pour 5). Sur les 32 animaux capturés, 26 étaient nés dans la nature, quatre avaient été élevés en captivité et deux avaient été transplantés du Wyoming. Huit des renards nés dans la nature avaient été marqués et, sur les 18 autres non marqués, 7 étaient des adultes et 11, des juvéniles (Cotterill, 1997a).

Dans la région frontalière Alberta/Saskatchewan, on a piégé des nombres semblables d'adultes (13) et de juvéniles (11), et les deux classes adultes et juvéniles présentaient le même ratio mâles-femelles (Cotterill, 1997a). En revanche, dans la région de Wood Mountain, le rapport était nettement en faveur des mâles (7 pour 1).

Succès du piégeage

Une technique de recensement étalonné a été mise au point pour contourner les contraintes logistiques associées au piégeage hivernal des renards. Cette méthode utilisait les données courantes sur le domaine vital du renard véloce au Canada pour déterminer : 1) la superficie échantillonnée par une série de six pièges non mortels espacés d'un kilomètre les uns des autres; 2) un facteur de correction pour le succès du piégeage s'appuyant sur la mesure dans laquelle la méthode de recensement réussit à capturer des renards véloces marqués dans les domaines vitaux connus. Ce facteur de correction a servi à ajuster et à interpréter les résultats du piégeage dans toute la région recensée (Cotterill, 1997a).

Cinquante-huit cantons ont été recensés durant l'exercice, soit environ 54 % des principales aires de répartition présumées du renard véloce au Canada. Dans chacun d'eux, on a installé six boîtes pièges à un kilomètre d'intervalle le long d'une ligne de piégeage, puis on a fait des relevés pendant trois nuits (sauf dans deux cantons, où on ne l'a fait que pendant deux nuits), ce qui donne au total un échantillonnage de 1 032 nuits de piégeage. Malgré le temps exceptionnellement rigoureux, le piégeage a connu un succès encourageant. Il a en effet permis de mesurer l'occurrence et la densité relative des populations animales dans différents endroits. Le succès global de l'opération a été de 4,9 %[1], et de 3,1 % si l'on ne tient compte que des nouvelles captures.

Trente-deux renards ont été piégés; en comptant les recaptures, on a pris en tout 51 individus. Le succès du piégeage a atteint 4,9 % par nuit (3,1 % en excluant les recaptures). Quatre renards d'« étalonnage » sur 14 ont été capturés, soit un facteur de correction de 3,5. Chaque renard capturé représentait donc 3,5 renards vivant dans la région recensée.

Le succès du piégeage par bloc échantillon dans un canton variait de 0 à 17 %, soit de 0 à 3 renards capturés par ligne de piégeage durant la période de trois nuits. Soixante-quinze pour cent des renards capturés à l'occasion du relevé se trouvaient à moins de 50 kilomètres au nord, à l'est et à l'ouest de la frontière Alberta/Saskatchewan/Montana (Cotterill, 1997a).

Le facteur de correction a également été exprimé en termes de 29 % de succès du programme de piégeage. Dix animaux non étalonnés ont également été capturés dans les cantons d'étalonnage (Cotterill, 1997a). Il est tout à fait fortuit que les résultats des relevés ci-dessus aient été intégrés au programme de recherche effectué à l'époque par Axel/Cynthia Moehrenschlager et aux données recueillies par Jasper Michie et d'autres travailleurs sur le terrain.

Protection juridique

Maintenant que les renards sont établis, il est important de mettre en place un mécanisme de protection. On trouvera ci-dessous un résumé de la réglementation de 1998[2].

Saskatchewan

Le renard véloce est désigné comme une espèce en voie de disparition (*endangered*), aux termes du *Wild Species at Risk Regulations* d'application de la *Saskatchewan Wildlife Act* (publié dans la Gazette le 27 janvier 1999). En particulier, le paragraphe 52(1), partie (V) de la *Wildlife Act* accorde à l'animal une protection

1 51/1 032 nuits de piégeage.
2 Mise à jour en 1999.

pleine et entière sur les terres privés et publiques provinciales et fédérales, et interdit :

(a) de tuer les renards véloces, de les blesser, de les posséder, de les déranger, de s'en emparer, de les capturer, de les prendre, de les manipuler génétiquement ou de leur nuire, ou de tenter d'accomplir l'un ou l'autre de ces actes;

(b) d'exporter ou de faire exporter de la Saskatchewan une quelconque espèce sauvage en péril;

(c) de faire le trafic d'une quelconque espèce sauvage en péril;

Quiconque contrevient au paragraphe 52(1) commet une infraction et encourt, sur déclaration sommaire de culpabilité :

(a) dans le cas d'une personne physique :
  i) pour une première infraction, une amende variant d'un minimum de 10 000 $ à 100 000 $ et un emprisonnement maximal de deux ans moins un jour, ou l'une de ces peines;
  ii) pour toute récidive, une amende variant de 20 000 $ à 200 000 $, ou un emprisonnement;
(b) dans le cas d'une personne morale :
  i) pour une première infraction, une amende variant de 10 000 $ à 500 000 $;
  ii) pour toute récidive, une amende variant de 20 000 $ à 1 000 000 $.

Pour l'heure, le but de la Loi n'est pas de poursuivre les propriétaires fonciers ou d'autres individus qui, par inadvertance, détruisent dans leur habitat des espèces inscrites, mais de mieux faire connaître ces espèces et d'amener les propriétaires fonciers, les utilisateurs de ressources, la population générale et les organismes gouvernementaux à tenir compte de leur présence.

Le paragraphe 5(1) du *Wild Species at Risk Regulations* (1999) prévoit la protection des terriers de renards véloces.

Le paragraphe 6(3) du *Wildlife Regulations* (1981) prévoit une protection supplémentaire, en ce qu'il interdit aux propriétaires fonciers ou aux occupants du terrain de tuer des renards véloces pour protéger une propriété ou du bétail.

Alberta

En Alberta, le renard véloce est désigné comme un animal en voie de disparition (*endangered*) dans l'Annexe 6 du *General Wildlife Regulation* (AR 143/97), d'application de la *Wildlife Act*. À ce titre, il jouit d'une protection pleine et entière, c'est-à-dire qu'il est interdit de le chasser (soit de tirer sur l'animal, de le harceler, de le traquer, de le poursuivre, de le capturer, de le blesser ou de le tuer, de même que de tenter d'accomplir l'un ou l'autre de ces actes), de le piéger et d'en faire le trafic (soit de le vendre, de l'acheter, de le troquer ou

d'en faire le commerce, de tenter de l'obtenir ou d'offrir de le faire).

Le paragraphe 38(1) de la *Wildlife Act* (1984) établit qu'il est « interdit d'endommager ou de détruire délibérément la résidence, le nid ou le terrier d'une espèce sauvage désignée par le Ministre dans les secteurs et aux moments prescrits par le Ministre » (traduction). L'alinéa 96(a)i) du *Wildlife Regulations* précise que le paragraphe 38(1) de la Loi s'applique aux « animaux en voie de disparition sur tout le territoire de l'Alberta pendant toute l'année » (traduction).

Le paragraphe 10(1) de la *Wildlife Act* précise que « sous réserve du présent article, toute espèce sauvage vivant en Alberta est la propriété de la Couronne » (traduction). Le paragraphe 10(3) explique qu'« une espèce sauvage qui cesse d'être gardée en captivité devient la propriété de la Couronne » (traduction).

Enfin, le paragraphe 11(1) établit qu'« après la mort d'une espèce sauvage appartenant à la Couronne en Alberta, l'espèce en question demeure la propriété de la Couronne à moins que le Ministre n'en transfère la propriété à quelqu'un d'autre... » (traduction). Le paragraphe 92(4) prescrit que quiconque est déclaré coupable d'une infraction ayant trait à la chasse ou au trafic d'un animal en voie de disparition « encourt une amende maximale de 100 000 $ et un emprisonnement maximal de six mois, ou l'une de ces peines » (traduction).

Montana

Dans l'État du Montana, le renard véloce n'est un animal à fourrure qu'en vertu de l'autorité de l'État. Cela signifie que le détenteur d'un permis valide peut le piéger. Aux termes de la législation de l'État, quiconque est déclaré avoir délibérément pris, gardé en sa possession ou transporté des animaux à fourrure ou des peaux en contravention des règlements ou des lois en vigueur encourt une amende minimale de 50 $ et maximale de 1 000 $ et un emprisonnement maximal de 6 mois dans une prison de comté, ou l'une de ces peines. Cette personne perdra en outre son privilège de chasse, de pêche ou de piégeage pour une période minimale de 24 mois, et pourra aussi être frappée d'une sanction administrative de 100 à 500 $ pour chaque animal ou chaque peau illégalement acquis.

Comme le renard véloce ne fait pas actuellement partie des espèces inscrites par le gouvernement fédéral en vertu de la *Federal Endangered Species Act* (ESA), aucune des pénalités associées à cette loi ni aucune loi fédérale ne s'applique. Toutefois, si l'animal venait à être inscrit sur la liste de la ESA, deux scénarios pourraient se présenter :

1) La prise accidentelle d'un animal pourrait être autorisée sous réserve de l'élaboration d'une règle spéciale adoptée en vertu du paragraphe 4(d) avec les États, sans donner lieu à des pénalités.

2) En l'absence de règle spéciale, toute personne déclarée coupable d'une prise illégale pourrait encourir une amende maximale de 20 000 $ et un emprisonnement de 2 ans, ou l'une de ces peines.

En somme, le renard véloce est protégé par la loi en Alberta, en Saskatchewan et, à un degré moindre, au Montana, et de lourdes peines peuvent être imposées pour la chasse ou le trafic de cette espèce. Mais, malgré cette protection juridique, le nombre élevé de cas de piégeage (prises accidentelles), d'empoisonnement (visant les coyotes) et de chasse (animal mal identifié) demeure préoccupant. Les terriers des renards véloces sont également protégés dans la totalité de l'Alberta et de la Saskatchewan.

HABITAT

Description générale

Les renards véloces préfèrent les prairies d'herbes courtes et les prairies mixtes, et les terrains plats ou vallonnés où la végétation est clairsemée. C'est là l'habitat qui semble leur donner le plus de possibilités sur le plan de la mobilité et de la visibilité face à leurs prédateurs. Ils évitent donc vraisemblablement les endroits présentant des caractéristiques de végétation ou de topographie du genre canyon ou pente abrupte, couverture arbustive dense, forêt et coulées (Whitaker-Hoagland, 1997). Leurs lieux de prédilection ont généralement une végétation courte et clairsemée (25 cm de hauteur ou moins). Aux États-Unis on a déjà observé des renards véloces dans des endroits jugés quelque peu atypiques, comme dans les régions de type badlands du Wyoming (Lindberg, 1986; Wooley *et al.*, 1995), les dunes du Nebraska (Blus *et al.*, 1967), l'habitat du pin d'Arizona et du genévrier au Colorado (Covell, 1992), des zones agricoles adjacentes à des prairies d'herbes courtes (Floyd et Stromberg, 1981) ou même dans des champs cultivés (Kilgore, 1969; Cutler, 1958; Jackson, 1997).

Au Canada et dans le nord des États-Unis, le renard véloce préfère les prairies indigènes aux terres agricoles cultivées. On ignore au juste pourquoi. L'accès à la nourriture pourrait être un facteur important. Dans les pâturages du nord dominent la sauge (*Artemisia frigida*) et les graminées, comme le boutelou gracieux (*Bouteloua gracilis*), la stipe comateuse (*Stipa comata*) et la fétuque (*Festuca*, spp.).

En plus des prairies indigènes, plusieurs autres caractéristiques de l'habitat peuvent avoir de l'importance pour les populations de renards véloces. Contrairement aux autres canidés, ce renard utilise de nombreux terriers pour s'abriter et élever ses petits et pour échapper à ses prédateurs tout au long de l'année. La présence d'animaux fouisseurs, comme le blaireau d'Amérique (*Taxidea taxus*) et le spermophile (*Spermophilus*, sp.), est donc souhaitable, car le renard véloce utilisera leurs terriers après les avoir modifiés. Il creuse aussi lui-même des terriers lorsque le type de sol s'y prête, habituellement dans des sites bien drainés. L'habitat lui

convient encore plus s'il compte des plans d'eau permanents et si les prédateurs y sont peu nombreux (Mamo, 1994b).

Destruction de l'habitat

La perte d'habitat du renard véloce peut résulter de sa destruction pure et simple (p. ex. à cause des labours) ou de son changement de vocation (p. ex. passage à un régime de pacage), et de la modification des composantes (espèces clés) du système. La destruction équivaut à l'élimination de l'habitat (prairies indigènes), et la modification change les composantes biologiques et le transfert d'énergie au sein du système. Après un siècle et demi de colonisation par les Européens, le paysage des Prairies canadiennes s'est profondément modifié. L'agriculture a transformé plus de 80 % des prairies indigènes du Canada (Gauthier et Patino, 1993). Aux États-Unis aussi, les prairies indigènes ont été modifiées en profondeur (Licht, 1997). Cela s'est traduit par une dégradation puis par la perte de l'habitat du renard véloce dans la partie septentrionale de son aire de répartition en Amérique du Nord.

Dans le sud de la Saskatchewan (aires principales de sa répartition antérieure), par exemple, 60 % des prairies étaient déjà cultivées en 1931, au moment où débutait une période d'intenses sécheresses naturelles (Rowe et Coupland, 1984). Aujourd'hui, près de 47 % de la base foncière de la Saskatchewan sont des terres agricoles et environ 24 % des terres cultivées (Gauthier et Patino, 1993).

Une autre cause de la perte d'habitat réside dans la transformation des terres de pâturage en terres agricoles. Tous les cinq ans, Agriculture Canada procède à l'évaluation des catégories d'utilisation des terres de pâturage « amélioré » et « non amélioré ». D'après ces données, il y a perte de l'habitat de pâturage. Pour évaluer cette perte d'habitat, c'est la Chevêche des terriers (*Speotyto cunicularia*), dont les besoins en matière d'habitat ressemblent un peu à ceux du renard véloce, qui a servi d'« espèce indicatrice » (Wellicome et Haug, 1995). Entre 1966 et 1991, la superficie totale de zones agricoles utilisées en pâturage dans l'aire de répartition de la Chevêche des terriers (telle que définie par Wedgwodd, 1978) a diminué d'environ 8 % en Alberta et 6 % en Saskatchewan. Les pertes les plus considérables sont survenues entre 1976 et 1986, soit la décennie qui a suivi le moment où le prix du blé a atteint un sommet. Une législation progressive a été adoptée en Saskatchewan, aux termes de la *Wildlife Habitat Protection Act*, qui interdit de biloquer les prairies indigènes sur environ 2 millions d'hectares de terres de la Couronne dans l'écorégion des prairies.

Nous savons que l'aire de répartition du renard véloce au Canada était plus étendue avant le tournant du siècle qu'aujourd'hui (Soper, 1964). En posant grossièrement comme hypothèse que la superficie des terres en pâturage dans les prairies mixtes correspond à l'habitat du renard véloce, on peut calculer à peu près les pertes d'habitat probables (cf. Telfer *et al.*, 1993). Aujourd'hui, les pâturages représentent environ 46 % de l'habitat original dans l'aire de répartition antérieure de l'espèce en Alberta, et 26 %, en Saskatchewan. Il est cependant faux de présumer

que toutes les aires en pâturage antérieures convenaient bien au renard véloce. Les zones situées en terrain montagneux et en zone arbustive dense sont ainsi classées comme pâturages, mais on n'y trouve pas normalement de renards véloces. Les aires de pâturage restantes aujourd'hui ne constituent donc qu'une petite fraction de ce qui était autrefois l'habitat du renard véloce étant donné que la majorité des terres aujourd'hui cultivées lui convenaient probablement mieux que le terrain montagneux qui a échappé à la culture.

Dégradation de l'habitat

L'altération physique des zones de prairie n'est pas la seule forme de destruction de l'habitat du renard véloce. La modification de la composition biologique peut également avoir une incidence. Le pâturage du bétail, l'épandage de pesticides et d'herbicides et l'augmentation du nombre de proies attirant oiseaux et mammifères prédateurs ont tous des répercussions plus ou moins importantes sur les écosystèmes. Le renard véloce préfère les endroits où la végétation est clairsemée, mais convenant aux petits mammifères. Les habitudes de pâturage des ongulés jouent probablement un rôle important à ce chapitre. Le surpâturage ou le sous-pâturage ont en effet une incidence sur les proies du renard véloce. Les habitudes de pâturage du bison, avant la colonisation européenne, différaient vraisemblablement de celles du bétail d'aujourd'hui. La répartition des petits mammifères est importante pour l'écologie du renard véloce. La couverture végétale influe sur la composition des espèces. Par exemple, dans une région, T. Wellicome (en cours de rédaction) a noté que le campagnol des champs (*Micortus pennsylvaticus*) et le campagnol des Prairies (*Microtus ochrogaster*) ne fréquentaient que les zones dont la couverture végétale était intacte. L'impact du pâturage sur la population de campagnols n'est pas bien compris. La pression exercée par le pâturage dans la prairie mixte a augmenté du tiers en Saskatchewan et de moitié en Alberta entre 1956 et 1976 (Coupland, 1987).

L'agriculture a aussi chassé les loups (*Canis lupus*) des Prairies, ce qui a permis aux coyotes d'étendre leur territoire et de se multiplier (Sargeant *et al.*, 1993). Les populations d'autres prédateurs ont également fluctué, ce qui a eu un impact sur la disponibilité de l'habitat pour le renard. Cela vaut pour les « mésoprédateurs » comme la mouffette rayée (*Mephitis mephitis*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et le blaireau d'Amérique (*Taxidea taxus*). (Roast, 1987; Violet, 1987; Voigt et Berg, 1987; et autres).

L'habitat des oiseaux prédateurs a également été modifié par la colonisation. La suppression des incendies et la plantation de brise-vent et d'arbres autour des propriétés rurales ont favorisé la nidification du Grand-Duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et de diverses espèces d'aigles et de faucons (Schmutz *et al.*, 1980; Licht, 1997). Le nombre de blaireaux a aussi diminué par suite de campagnes d'extermination menées par l'homme, ce qui a eu un effet ambigu : si cela a réduit la prédation, cela pourrait aussi avoir eu une incidence sur la disponibilité de terrains d'évasion pour le renard. Celui-ci utilise en effet les terriers des blaireaux comme

tanière (Pruss, 1994). On ignore au juste la nature exacte et l'importance de ce phénomène. Les terriers dont l'entrée est large pourraient ne pas procurer au renard véloce un abri très sûr contre ses prédateurs.

Le quadrillage des Prairies par les routes et autoroutes entraîne une fragmentation du paysage qui n'existait pas à l'époque où le renard véloce abondait dans la région. Bien des renards véloces sont victimes de la route. Il se pourrait qu'ils fréquentent davantage le bord des routes parce que leurs proies sont plus nombreuses près des fossés que dans les terrains plus secs. Il se pourrait aussi que ce soit pour éviter la prédation par les coyotes. On sait par ailleurs que les grands éleveurs abattent les coyotes à vue dès que l'occasion se présente. Cela pourrait avoir un impact positif sur la survie du renard véloce, bien que les liens écologiques puissent être plus complexes qu'il n'y paraît à première vue. On présume que plus le nombre de routes et de véhicules augmentera, plus les renards se feront tuer par des véhicules. L'augmentation du nombre de renards victimes de la route pourrait aussi être fonction de l'augmentation des populations de renards.

Fragmentation de l'habitat

Environ 24 % de la zone de prairie mixte ne sont pas cultivés au Canada (Plan d'action pour la conservation de la prairie, 1994). Même si une importante proportion des prairies du sud se trouvent toujours à l'état de zones herbagères, elles n'en sont pas moins affectées par l'homme. La conversion des prairies indigènes en terres agricoles, la construction de routes, l'aménagement de pipelines et de sites d'exploitation pétrolière et gazière et de sentiers de service, tout comme la présence de villes et de zones urbaines, ont tous contribué à la fragmentation de l'habitat.

Malgré cette fragmentation, on trouve toujours plusieurs grandes étendues de prairie indigène dans le sud de l'Alberta et le sud-ouest de la Saskatchewan. Certaines sont des terres de la Couronne, d'autres des parcours privés. La conversion accrue de ces parcours privés en terres cultivées détruirait le reste des prairies indigènes. Mais cette conversion est largement soumise à l'économie de marché : si les incitatifs financiers offerts par les gouvernements pour cultiver les terres arables ou le prix des céréales et des autres produits agricoles devaient augmenter, la transformation se fera, comme par le passé, et la destruction de l'habitat du renard véloce se poursuivra.

L'exploration pétrolière et gazière entraîne une fragmentation moins importante des prairies naturelles. Certaines études ont montré que le renard véloce pouvait tolérer bien des perturbations. La présence de routes peut ainsi avoir des effets aussi bien positifs que négatifs. Sur le plan positif, les proies sont parfois plus abondantes le longs des fossés qui bordent les routes; par contre, l'augmentation de la mortalité due aux accidents de la route ainsi que les prises et les tirs accidentels peuvent avoir un effet négatif sur la survie du renard.

BIOLOGIE GÉNÉRALE

Morphologie, description et taxinomie

Le renard véloce est le plus petit des canidés d'Amérique du Nord (Egoscue, 1979) et l'une des 3 espèces appartenant au genre *Vulpes*. Sa taille est celle d'un gros chat domestique : 840 mm (longueur totale), 280 mm (queue), 30 mm (pattes de derrière) et 80 mm (oreilles). La pointe noire de sa queue et la tache noire qu'il porte de chaque côté du museau le distinguent du jeune coyote ou du renard roux au moment où son pelage est pâle. Son pelage d'hiver est gris chamois, avec des teintes de roux orangé dans la zone abdominale. En été, il est court et plus roux. Le mâle adulte est environ 8 % plus gros que la femelle; il pèse en moyenne de 2,5 à 3 kg, et la femelle, de 2 à 2,4 kg (Egoscue, 1979). Le renard véloce a le crâne allongé et de petites dents largement espacées. La taille du crâne de spécimens (mâles) observés au Colorado a été établie à 112 mm, la largeur zygomatique à 64 mm, la constriction interorbitale à 24 mm et la constriction post-orbitale à 23 mm.

Les trois membres du genre *Vulpes* en Amérique du Nord sont le renard roux (*V. vulpes*), le renard nain (*V. macrotis*) et le renard véloce (*V. velox*). Ces deux derniers sont considérés comme des renards de « terrain aride » ou de prairie/désert. On revoit actuellement la distinction taxinomique entre les deux espèces (Samuel et Nelson, 1982; Dragoo *et al.*, 1990; Mercure *et al.*, 1983; Wayne, en cours de rédaction).

Le renard véloce se distingue du renard nain par son crâne plus large, ses oreilles et sa queue plus courtes, et sa corpulence légèrement plus forte. Il réside dans les régions de prairies, tandis que le renard nain occupe les milieux désertiques de l'ouest des Rocheuses et les zones montagneuses qui y sont associées. Knowles (Fauna West, 1991), dans son analyse sommaire de la désignation des sous-espèces, note que Merriam, un ancien taxinomiste porté sur la création de sous-espèces, a décrit deux sous-espèces, le renard véloce du Nord (*Vulpes velox hebes*) et le renard véloce du Sud (*Vulpes velox velox*) (Merriam, 1902). Cette classification a servi de fondement à l'inscription, pendant une brève période, de la sous-espèce du Nord parmi les espèces en voie de disparition (*endangered*) (U.S. Fish and Wildlife Service, 1979 et 1982). Le renard a par la suite été retiré de la liste lorsque Stromberg et Boyce (1986) ont établi que ces sous-espèces n'en étaient pas vraiment. Ces auteurs notent toutefois l'existence d'importantes variations géographiques entre les spécimens examinés et soulignent qu'elles pourraient refléter des différences génétiques. Ils conseillent d'en tenir compte dans le cadre des efforts de conservation visant à rétablir le renard véloce dans d'anciennes portions de son aire de répartition. La question a donné lieu à un débat entre Stromberg et Boyce, d'une part, qui ont fait l'examen critique du programme canadien de réintroduction, et Herrero *et al.* (1990), d'autre part, qui le défendaient. Une étude semblable réalisée par Dragoo *et al.* (1990) a également conclu que la désignation en sous-espèces proposée par Merriam (1902) n'était pas valide.

Selon Hall (1981), le renard véloce et le renard nain seraient conspécifiques, hypothèse que viennent étayer les données de Dragoo *et al.* (1990), qui ont évalué les relations entre les deux renards au moyen de la méthode morphométrique et par électrophorèse des protéines. Dans ce dernier cas, les divergences génétiques sont apparues négligeables, toutes les sous-espèces examinées étant très similaires sur le plan génétique. L'analyse morphométrique n'a par ailleurs permis d'établir de distinction qu'entre le renard véloce et le renard nain, et non entre les sous-espèces antérieurement proposées. Dragoo *et al.* (1990) proposent de reclassifier les renards véloce et nain sous une même espèce, *Vulpes velox*, ne comptant que deux sous-espèces reconnues, le renard véloce, *Vulpes velox velox*, et le renard nain, *Vulpes velox macrotis*.

Régime alimentaire et comportement de recherche de nourriture

La première description des habitudes alimentaires du renard véloce est celle de Baird, qui note que l'animal se nourrit de souris et de sauterelles (Baird, 1858). Diverses études ont montré depuis que le renard véloce est un prédateur opportuniste dont l'alimentation est fort variée (Pruss, 1994). La liste des aliments identifiés à partir de matériel recueilli en Oklahoma comprend 13 espèces de mammifères, quatre espèces d'oiseaux, une espèce d'amphibien et une de reptile, et 30 espèces d'invertébrés (Kilgore, 1969). Le lièvre de Townsend (*Lepus townsendii*) constitue sa principale proie au Canada. Les spermophiles (*Spermophilus* spp.) jouent aussi un rôle très important en saison. Comme sa répartition dans les Prairies canadiennes est très limitée, le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) ne compte guère pour la survie du renard dans la plupart des régions.

Dans le cadre d'une étude en cours (Moehrenschlager, Michie et Moehrenschlager, en cours de rédaction), on analyse des échantillons d'excréments recueillis dans les Prairies canadiennes entre 1994 et 1997; les résultats devraient notamment aider à mieux connaître les habitudes alimentaires hivernales de l'espèce dans la portion septentrionale de son aire de répartition. Un travail sur la présence de petits mammifères en hiver a donné d'intéressants résultats pour trois régions où des renards véloces ont été relâchés (Klausz, 1997). La biomasse était faible en hiver sur les hautes terres, le long des routes et dans les coulées. Les renards recherchent probablement les micro-environnements où abondent campagnols, souris, insectes et autres espèces vulnérables (p. ex. de jeunes lièvres) dans l'écosystème des Prairies.

Il reste encore beaucoup de travail à faire sur le comportement de recherche de nourriture du renard véloce dans ses aires de répartition septentrionales. En hiver, ce renard est essentiellement nocturne. Le début de ses activités semble corrélé avec la lumière (coucher du soleil), mais varie avec la température. Il n'est pas rare d'observer des renards qui prennent le soleil à l'entrée de leur terrier durant les froides journées d'hiver ensoleillées. Les renards se déplacent probablement le long de tracés prévisibles (lignes de clôtures, crêtes, sentiers de bétail, etc.) à la recherche de nourriture dans leur domaine vital. Pruss (1994) a observé qu'au

printemps et en été, le renard véloce est actif sur de longues périodes, tant de jour que de nuit. Au total, 10 terriers natals (cinq par saison d'étude) ont été observés entre mai et août 1991-1992.

Le renard véloce du Nord modifie ses habitudes alimentaires selon les proies qu'il trouve en hiver et en été. En été, les jeunes renards se nourrissent de sauterelles. On a vu aussi des renards manger des insectes peu de temps après avoir été mis en liberté. On a déjà observé des renards adultes nourrir leurs petits de spermophiles. Les sauterelles vivantes et les spermophiles sont absents durant les mois d'hiver.

Vie dans les tanières

De tous les canidés d'Amérique du Nord, le renard véloce est celui qui dépend le plus de son terrier. Bien qu'il utilise plusieurs terriers toute l'année, le choix de l'endroit précis varie (Chambers, 1978; Hillman et Sharps, 1978; Hines et Case, 1991; Kilgore, 1969).

Dans les Prairies canadiennes, tous les terriers examinés se trouvaient dans la prairie indigène. Ce genre de site offre une bonne vision des alentours, ce qui peut protéger contre la prédation. Pruss (1994) a comparé l'emplacement et les caractéristiques physiques de 32 terriers natals et d'élevage occupés par des renards véloces et 33 terriers inoccupés (en général de blaireau d'Amérique). Une analyse factorielle discriminante pas à pas a permis d'identifier cinq facteurs discriminants possibles entre les sites occupés et inoccupés (soit la position sur une pente, la hauteur de l'herbe neuve, la distance des points d'eau, la distance des routes et la pente). Les dimensions de l'ouverture des terriers au Dakota du Sud étaient en moyenne de 19 cm de largeur et de 22 cm de hauteur (Hillman et Sharps, 1978). Le nombre d'entrées est plus élevé dans les terriers natals que dans les terriers-abris.

Accouplement, croissance et reproduction

La femelle n'a qu'une seule période de chaleurs par année, entre la fin décembre et février. La gestation dure environ 55 jours. Les petits naissent entre la mi-avril et juin (C. Smeeton, comm. pers.) et pèsent environ 200 grammes à l'âge de deux semaines (P. West, comm. pers.). Les yeux et les oreilles s'ouvrent après environ deux semaines, et les petits sont entièrement sevrés à la sixième semaine. Ils atteignent leur poids adulte vers le milieu de l'été (J. Creviston, comm. pers.). Les petits ont un pelage laineux et doux le premier mois, et acquièrent ensuite leur pelage adulte. Les mâles atteignent la maturité sexuelle avant la fin de la première année; les renardes âgées d'un an ne se reproduisent cependant pas toutes.

Les renards s'apparient habituellement pour la vie au sein d'une relation monogame, mais on a déjà vu des terriers abritant un mâle et deux femelles (Nowak et Paradiso, 1983; Covell, 1992; Carbyn *et al.*, 1994). Covell a également observé

trois femelles associées au même mâle. Divers chercheurs ont observé des cas de partage de tanières et d'utilisation simultanée du domaine vital, notamment durant la saison du rut, dans la région du parcours de Lost River et le long de la frontière dans le sud de l'Alberta et en Saskatchewan (Carbyn *et al.*, 1994).

FACTEURS LIMITATIFS

Prédation

Le principal facteur limitatif a trait à la « robustesse » de l'espèce elle-même (Kitchen *et al.*, 1998). Le renard véloce est petit et vulnérable. Par comparaison, le coyote arrive beaucoup plus facilement à survivre à tous les facteurs potentiels de mortalité présents dans les écosystèmes de prairies. Il arrive que les prédateurs du renard véloce, comme les coyotes, tuent leur victime, puis l'abandonnent. Par contre, les prédateurs comme les aigles, les coyotes et les blaireaux d'Amérique peuvent aussi les tuer et les manger.

Sur les 89 renards trouvés morts entre 1983 et 1992, 34 avaient été ou pourraient avoir été tués par un coyote (Carbyn *et al.*, 1994). Les blaireaux en avaient tué trois et pourraient être à l'origine de la mort de trois autres. Des oiseaux prédateurs (Aigles royaux) en avaient tué cinq et pourraient en avoir tué deux autres.

Selon les autopsies effectuées par S. Black, du Zoo de Calgary, 12 renards (neuf femelles et trois mâles) sur les 39 carcasses examinées avaient été tués par des coyotes. Les oiseaux (Aigle royal) en avaient tué six (quatre femelles et deux mâles), et un autre avait indéniablement été tué par un blaireau (S. Black, comm. pers.). En 1997, plusieurs renards ont été tués par des aigles, et le taux de mortalité attribuable aux aigles a dépassé le taux de mortalité attribuable aux coyotes (J. Michie, comm. pers.). Il faudra recueillir plus de données à l'avenir pour comprendre la migration et l'hivernage des aigles. Cela vaut également pour le Harfang des neiges et le Grand-duc d'Amérique. La disponibilité des proies est un élément capital pour comprendre la dynamique au sein de l'écosystème des prairies.

La propagation des renards roux pourrait constituer une nouvelle menace pour la survie du renard véloce. Au cours des années passées, très peu de renards roux avaient été observés (Mamo, comm. pers.) dans la région frontalière Saskatchewan/Alberta. Mais depuis 1996, les observations ont augmenté (Carbyn, Michie, Moehrenschlager, carnet de terrain). On a vu des renards roux s'installer dans des zones reconnues pour être fréquentées par des renards véloces. Comme il s'agit là apparemment d'une menace grandissante, il faudrait amorcer une étude sur l'écologie du renard roux et son impact potentiel sur le renard véloce avant qu'il ne se répande encore davantage. Si la tendance à la hausse de la compétition de la part du renard roux devait persister, comme c'est le cas dans d'autres régions (p. ex. au Dakota du Nord, M. Sovada, comm. pers.), on pourrait s'attendre à ce qu'il y ait des répercussions sur la population de renards véloces à l'avenir.

Mortalité liée à la circulation routière

Entre 1983 et 1992, 5 des 89 renards trouvés morts avaient été tués par des véhicules automobiles (Carbyn *et al.*, 1994). De son côté, Black (comm. pers.) a noté que 8 des 39 renards autopsiés avaient également été victimes de la route; de ceux-ci, six étaient des petits et deux, des adultes. Les petits sont particulièrement vulnérables lorsque les terriers se trouvent près des routes. Dans la vallée de San Joaquin, en Californie, 8 % des décès de renards nains signalés entre 1980 et 1994 avaient été causés par une collision avec un véhicule automobile (Cypher, comm. pers.).

Gestion des grands pâturages libres

Au cours des 125 dernières années, le bœuf a pris la place du bison, autrefois abondant, comme brouteur dans les prairies mixtes. Comme les habitudes du bétail domestique en matière de broutage diffèrent de celles des ongulés indigènes, la composition végétale du sol s'est modifiée et de l'humus s'est accumulé sur le sol des prairies. D'après les résultats de la réintroduction à ce jour, le renard véloce est maintenant établi et semble survivre en l'absence de bisons. Nous ignorons toutefois quelle incidence peuvent avoir ces différents taux de charge des pâturages sur la disponibilité des petits mammifères, notamment en hiver. On sait par ailleurs peu de choses sur les effets de la gestion des grands pâturages libres sur le renard véloce, mais on pense généralement que celui-ci préfère les zones pâturées.

Pipelines

Les connaissances acquises grâce aux études de pistage radio-électrique sont maintenant intégrées aux décisions de gestion de l'utilisation des terres en Alberta (J. Taggart, comm. pers.). D'après certaines études récentes, il semble que la construction de pipelines n'ait pas une incidence majeure sur la survie du renard véloce, dans la mesure où l'on ne détruit pas les terriers (A. Moehrenschlager, comm. pers.).

Le ministère des Ressources naturelles de l'Alberta et le ministère de la Gestion des ressources et de l'Environnement de la Saskatchewan étudient actuellement des lignes directrices restreignant les activités et les perturbations à proximité des terriers natals des renards véloces. Ces lignes directrices recommandent d'aménager autour de ces terriers une zone tampon de 200 m où sont interdites toutes les activités passives (photographie, randonnée) pendant les périodes d'accouplement et d'élevage des petits (du 15 février au 31 juillet), de même qu'une zone tampon de 500 m où sont interdites toutes les activités industrielles et d'exploitation des ressources naturelles.

L'aggravation éventuelle de la fragmentation de l'habitat est une importante source d'inquiétude. À ce chapitre, l'annonce faite récemment par le ministère de la

Gestion des ressources et de l'Environnement de la Saskatchewan (février 1998) d'un vaste projet de protection de l'habitat dans le cadre du programme de réseau de zones représentatives est encourageante. Ce projet prévoit désigner près de 1,8 million d'acres faisant partie du réseau de pâturages collectifs administré par l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP) comme zone de protection de l'écosystème des prairies.

Récolte des fourrures

La fourrure du renard véloce n'est pas très en demande. Aux États-Unis, où la prise d'animaux a considérablement diminué depuis 1982, le prix d'une peau a varié de 3 à 10 $ au cours des dix dernières années (Kahn *et al.*, 1996). Au Colorado, l'État où l'on chasse cet animal le plus, et cela depuis 55 ans, l'espèce est malgré tout demeurée abondante. Au Kansas, où la chasse aux renards véloces est interdite depuis 1982, on n'a observé aucune diminution décelable du domaine vital ni du nombre de renards depuis l'ouverture de la saison en 1982. On n'a par contre noté aucune augmentation de la répartition ou de l'abondance depuis l'entrée en vigueur de mesures de protection au Dakota du Sud, au Nebraska et en Oklahoma.

On peut donc conclure de ce qui précède qu'il est peu probable que la diminution des prises de renards véloces dans les aires où il abonde ait une incidence significative sur les populations. Vraisemblablement, les facteurs biologiques jouent davantage dans le déclin des populations. Le piégeage généralisé et intensif peut néanmoins réduire le nombre de renards, car le renard véloce est facile à piéger.

Au Canada, quatre renards au total (peut-être plus, mais aucune donnée n'a été consignée à ce sujet) ont été pris accidentellement dans le cadre du piégeage d'autres espèces. On a signalé la perte d'au moins deux renards à cause de la chasse, et deux autres ont été empoisonnés accidentellement dans le cadre d'une campagne d'empoisonnement des coyotes. Un trappeur aurait tué ou relâché neuf renards véloces au Montana, mais aucune donnée n'a jamais été soumise pour confirmer l'information. Le renard véloce devient vulnérable lorsqu'il se prend dans un piège installé légalement pour capturer une autre espèce d'animal à fourrure. Comme la tendance en matière de pratiques culturales est aujourd'hui à l'augmentation du nombre de grandes exploitations, bien des gens ont quitté le milieu rural pour s'installer en région urbaine, ce qui a réduit le nombre de trappeurs de fin de semaine ou à temps partiel.

Moins de renards véloces risquent donc aujourd'hui d'être tués par des trappeurs qu'autrefois. Par contre, la circulation automobile et l'augmentation du nombre de routes pourraient avoir un impact sur le renard. Des familles de renards véloces et des renards solitaires (dispersants) se tiendraient aujourd'hui à proximité des routes, des exploitations agricoles et des villages. D'après des données recueillies sur le terrain au Dakota du Nord, le renard roux abonderait dans les environs des villages et des résidences familiales rurales lorsque le coyote évite les

lieux. Ces renards pourraient étendre leur domaine à la prairie ouverte si le nombre de coyotes diminuait. C'est ce qui semble s'être passé dans la région frontalière. En effet, jusqu'en 1995-1996, il était rare qu'on y observe des renards roux; mais les hivers particulièrement rigoureux qui ont sévi cette année-là et l'année suivante ont permis aux éleveurs de tuer un grand nombre de coyotes et, dès 1997, d'après les observations effectuées le long de la frontière Alberta/Saskatchewan, le nombre de renards roux y avait augmenté. Il faudra suivre la situation à l'avenir.

Impact des sécheresses

L'écologie du renard véloce est liée aux conditions environnementales qui influent sur la disponibilité de la nourriture. Il se pourrait ainsi que l'espèce ait disparu de ses aires de répartition du nord à cause de la rigueur généralisée du climat. Les froids de l'hiver, les sécheresses et le verglas influent sur les populations de vertébrés qui survivent à la limite septentrionale des aires de répartition des espèces. Isolément, ces phénomènes peuvent ne pas avoir beaucoup d'importance s'ils ne surviennent que par endroits mais, combinés aux effets de la compétition pour la nourriture, de l'augmentation de la prédation ou de la maladie, ils peuvent entraîner la disparition locale et généralisée des carnivores.

Les sécheresses sont devenues un fait courant dans les Prairies canadiennes. La dernière grande sécheresse à sévir dans la zone d'étude du renard véloce au Canada date de 1988. À l'époque on surveillait 17 renards, dont huit portaient des colliers émetteurs. L'équipe de rétablissement a décidé de mettre en place un programme d'alimentation complémentaire d'urgence qui a effectivement eu de bons résultats car, en août 1989, un seul des huit renards portant un collier émetteur était disparu; tous les autres avaient survécu aux rudes conditions hivernales. Depuis ce temps, on n'a pas eu recours à l'alimentation complémentaire dans le cadre du programme.

Programmes de lutte contre les prédateurs

Il arrive que les programmes de lutte contre les prédateurs visant les coyotes, les mouffettes et les autres espèces perturbent des espèces non visées, comme le renard véloce. Par contre, les programmes qui ne visent que les coyotes améliorent la survie du renard véloce et du renard nain, car ils réduisent la compétition interspécifique (compétition dans l'exploitation du territoire – compétition pour la nourriture ou compétition d'interférence – gros prédateurs tuant les prédateurs plus petits). Par exemple, Linhard et Robinson (1972) et Robinson (1953, 1961) ont documenté des changements dans la composition des guildes de prédateurs par suite de la mise en œuvre des programmes de lutte contre le coyote. Cypher et Scrivner (1992) ont fait état de la réponse de la population de renards nains aux mesures de répression des coyotes mises en œuvre dans la vallée de San Joaquin en Californie. Dorrance (1992) a évalué la situation des coyotes en Alberta de 1920 à 1991.

Les mouffettes (*Mephitis mephitis*) sont les principaux vecteurs du virus de la rage en Alberta (Gunson *et al.*, 1978). La strychnine a joué un rôle important dans le programme de lutte contre la rage dans la province (Dorrance, 1987; Huchings, 1991). À cause de l'impact de la maladie sur les humains et le bétail, la moindre éclosion fait immédiatement l'objet de programmes antirabiques rigoureux. Ces éclosions ont par le passé frappé le sud de l'Alberta et d'éventuelles aires de répartition du renard véloce qui est vulnérable à l'empoisonnement à la strychnine. Pour lutter contre les mouffettes, on injecte de la strychnine dans des œufs de poule ou dans des appâts de suif que l'on place dans des ponceaux, sous des immeubles abandonnés, dans les terriers et des buissons; le renard y a donc accès. Le ministère de l'Agriculture de l'Alberta, conscient de l'incidence potentielle de son programme sur la survie du renard véloce, collabore avec l'équipe de rétablissement dans les secteurs mutuellement préoccupants. On n'a encore rapporté aucun cas de rage chez des mouffettes au cours des trois dernières années dans la province (J. Meeks, Alberta Agriculture, comm. pers.). Toutes les craintes récentes à ce sujet concernent des mouffettes vivant moins de 20 km au sud de la frontière de l'Alberta (au Montana). On s'est aussi inquiété dernièrement de la présence possible du virus de la rage chez les ratons laveurs (*Procyon lotor*).

Dans le sud de la Saskatchewan, la survie du renard véloce pourrait être menacée par les 1 080 programmes d'appâtage mis en place pour lutter contre les coyotes (Procès verbal de l'Équipe de rétablissement du renard véloce, 12-13/08/98). En 1984, le gouvernement de la province a désigné une zone « sans poison » au sud de la route transcanadienne et à l'ouest de la route n° 2 (au sud de Moose Jaw jusqu'à la frontière Alberta/Saskatchewan). Cette zone a été élargie vers le nord dix ans plus tard, puis de nouveau en 1997 pour inclure toutes les zones de prairie de la province. L'année suivante, toutefois, par suite des pressions exercées par les oviculteurs, la politique d'interdiction du poison était révoquée et la zone sans poison, considérablement réduite. La question est actuellement à l'étude et des coyotes seront sans doute empoisonnés entre-temps.

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Le public s'est toujours beaucoup intéressé à cette espèce. Les médias ont accordé beaucoup d'attention aux renards et aux programmes de réintroduction. Une organisation spéciale, la *Swift Fox Conservation Society*, fondée en 1986, fait la promotion de la réintroduction et de la conservation du renard véloce au Canada. Depuis les 12 années qu'elle existe, la société a concentré ses activités dans les secteurs de l'éducation et de la recherche de fonds pour soutenir les projets de recherche et d'éducation. Dans le secteur de l'éducation, elle a donné des exposés dans les classes, organisé de petites expositions dans les centres commerciaux et monté des diaporamas. La réintroduction de l'espèce au pays est particulièrement importante. Les travaux réalisés à ce jour et les succès obtenus ont des retombées à l'échelle du continent.

ÉVALUATION ET STATUT PROPOSÉ

COSEPAC

Les analyses quantitatives des projets de réintroduction sont importantes (Griffith *et al.*, 1989; Beck *et al.*, 1994; Wolf *et al.*, 1996; Hein, 1997; Kleiman *et al.*, 1994; et Ralls *et al.*, 1996). Le classement de l'espèce dans la catégorie « disparue du Canada » en 1978 se fondait sur l'absence de tout rapport, observation ou spécimen documenté sur une période de 50 ans (1928 à 1978). On pourrait expliquer cette absence de données d'observation par le fait que ce petit carnivore peut facilement se cacher dans des terriers. Toutefois, pendant toute cette période, les trappeurs, les colons et les éleveurs ont aussi posé des pièges dans toute la région des prairies, et il est inconcevable que l'espèce ait pu être présente sans jamais être piégée.

Par suite du programme de réintroduction (de 1983 à 1997), le renard véloce s'est de nouveau établi dans les Prairies canadiennes, dans un écosystème où il abondait une centaine d'années auparavant. Les trappeurs de l'Alberta et du nord du Montana ont recommencé à en capturer et des cas de mortalité sur les routes ont été signalés en Saskatchewan, en Alberta et dans le nord du Montana. En soi, cela justifie le retrait de l'espèce de la catégorie « disparue » et son changement de désignation. Il était toutefois important de faire des relevés et d'effectuer une recherche poussée pour bien vérifier les effectifs avant de prendre ce genre de décision.

À chaque année d'étude depuis 1986, on a capturé des renards non marqués, ce qui indique qu'il y a reproduction sur le terrain. Chaque année, on a aussi trouvé des terriers abritant des petits. La survie la plus longue observée pour un renard sauvage s'élève à sept ans.

Au cours de l'été 1991, on a effectué davantage de relevés que les autres années, et 18 terriers natals de renards véloces ont été découverts. Les couples logeant dans ces terriers ont eu 56 petits. Les relevés effectués les étés précédents avaient recensé en tout 28 portées (2 en 1986, 1 en 1987, 7 en 1988, 5 en 1989 et 13 en 1990).

C'est en 1995 qu'ont débuté les études écologiques détaillées sur le renard véloce (Moehrenschlager, en cours de rédaction; Klausz, 1997). Avant 1994, une foule d'études et de relevés avaient été réalisés pour évaluer la survie de l'animal (voir la liste de la Section L – Notes de projet et rapports). C'est Pruss (1994) qui a amorcé les premières études de comportement détaillées des animaux sur le terrain en 1991.

Entre 1984 et 1993, 55 couples de renards ont été munis de colliers émetteurs. Ces couples ont eu 183 petits, soit en moyenne 3,3 par portée (Brechtel *et al.*, 1993). Un programme de piégeage intensif (programme de recherche) a été mis en œuvre

en 1990 (du 3 novembre au 7 décembre) et en 1996-1997 (du 25 novembre 1996 au 20 janvier 1997) pour dénombrer les animaux (Cotterill, 1997a). De toute évidence, selon les définitions du COSEPAC, l'espèce devrait être retirée de la catégorie disparue du Canada (espèce n'existant plus au pays) pour être reclassée dans une autre. C'est la catégorie menacée (espèce susceptible de devenir en voie de disparition au Canada si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas supprimés) qui semble le choix le plus logique mais, à cause des mêmes incertitudes qui ont contribué à l'effondrement de l'espèce au départ, on recommande maintenant de la classer dans la catégorie en voie de disparition (espèce exposée à une extinction ou à une disparition imminente).

UICN et autres implications en matière de conservation

Stanley Price (1991) a recommandé d'intégrer les programmes de réintroduction aux programmes de conservation nationaux et internationaux. Reading *et al.* (1997) ont réalisé une étude quantitative sur les aspects organisationnels influant sur l'issue du projet de réintroduction. Ginsberg (1994) a réévalué la pertinence de l'élevage de canidés en captivité pour la conservation. Rétrospectivement, on peut constater à quel point ces considérations sont importantes lorsqu'on les applique au projet de rétablissement du renard véloce au Canada.

En plus des critères du COSEPAC, j'ai également appliqué les critères de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) à l'examen de la situation actuelle du renard véloce. Dans la Liste rouge des animaux et des végétaux menacés de 1996 de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN, le renard véloce figure sur la liste 2, – en tant que taxon à Faible risque : dépendant des mesures de conservation (UICN, 1996).

À cet égard, l'espèce entre dans une des sous-catégories de la catégorie « menacée » – soit « gravement menacée d'extinction », « menacée d'extinction » et « vulnérable ». La catégorie de risque la plus basse est définie comme « dépendant de mesures de conservation ».

La population de renards véloces du Canada et du Montana est presque certainement une population « autonome ». L'UICN a défini cinq critères (de A à E) pour les trois catégories mentionnées ci-dessus :

A. Déclin de la population (passé ou projeté)
B. Faible répartition et déclin ou fluctuation
C. Population de petite taille et déclin
D. Population de très petite taille ou répartition très restreinte
E. Analyse quantitative (p. ex. analyse de la viabilité de la population).

Pour les raisons mentionnées ci-dessous, l'analyse du présent rapport classe la population de renards véloces du Canada et du Montana dans la catégorie UICN

des espèces vulnérables et de population de très petite taille ou de répartition restreinte. Si toutefois la population canadienne s'avérait inférieure à 250 animaux, on classerait l'espèce dans la catégorie UICN des espèces menacées.

Le Plan de rétablissement du renard véloce (Brechtel *et al.*, 1996) visait à établir, d'ici à l'an 2000, deux populations de base, viables et autosuffisantes, distinctes sur le plan géographique, mais identiques sur le plan génétique, ayant une densité moyenne de cinq renards adultes par canton dans 80 % de l'habitat approprié. On a estimé à 420 le nombre de renards qui convenait à cet objectif, chiffre qui n'était qu'un « objectif administratif », sans référence aux paramètres d'une population viable minimale estimative à court, à moyen et à long terme. Maintenant que les renards se sont établis, une évaluation de la survie à long terme s'impose.

À l'heure actuelle, la population de renards véloces compte environ 300 animaux et est vulnérable aux facteurs suivants :

- problèmes génétiques attribuables à la perte de la variabilité génétique, à la consanguinité, à la perte d'hétérozygotie et à la dérive génétique;
- fluctuations démographiques attribuables aux variations aléatoires des taux de mortalité et de natalité;
- fluctuations environnementales – sécheresse, hiver rigoureux et peut-être inondations printanières (dans les terriers);
- activités humaines, piégeage, empoisonnement des prédateurs, destruction de l'habitat.

En dépit des graves sécheresses (1988) et des rudes hivers (1995-1996 et 1996-1997), la population a continué de se développer. Le pronostic est donc optimiste à court terme, mais demeure incertain à long terme.

Cela soulève la question suivante : combien faut-il de renards véloces pour atteindre une population minimale viable? Le relevé de 1996-1997 a estimé à 289 le nombre de renards (intervalle de confiance à 95 % : 179-412). Les 58 cantons échantillonnés représentaient environ 54 % de l'aire de répartition présumée disponible (108 cantons) au Canada. Ce chiffre de 108 cantons pourrait être une sous-estimation. On trouve à l'ouest de la base militaire de Suffield et au nord de la rivière Red Deer de vastes superficies qui pourraient convenir au renard véloce (voir figure 4). D'autres endroits au Montana pourraient aussi constituer un habitat convenable (Zimmerman, 1998). En 1998, on a réintroduit 30 renards dans l'un de ces endroits (C. Smeeton, comm. pers.).

Il est important d'évaluer la population actuelle (1997) de renards véloces par rapport aux niveaux théoriques adoptés comme lignes directrices dans la théorie écologique générale. Une estimation est la règle de 50/500 (Franklin, 1980; Franklin et Frankham, 1998; Ralls *et al.*, 1996) : on estime qu'il faut 50 individus pour conserver la variabilité génétique à court terme, mais qu'il en faut 500 pour compenser la variabilité génétique due aux mutations. Il faut un tampon pour équilibrer les pertes de fréquence d'allèles attribuables à la dérive génétique. Le

chiffre estimatif courant de 289 individus (179-412) (plus la population du Montana) nous amène vraisemblablement près de la cible de 420 visée au départ. Toutefois, certains de ces renards pourraient ne pas se reproduire à cause de leur âge, de leur mauvais état de santé, de leur statut social, de l'absence de compagne ou de compagnon convenable, ou d'autres facteurs. Par conséquent, le nombre réel d'individus reproducteurs est inférieur à 289, d'après les relevés, ou au niveau cible de 420 individus. Le taux de perte de la variabilité génétique est fonction du nombre de reproducteurs actifs et non sur la population de recensement. Il faudra attendre un prochain recensement qui intégrera les nouvelles techniques décrites par Cotterill (1997a) pour faire une analyse plus détaillée de la viabilité de la population. Un tel recensement devrait porter sur toutes les régions susceptibles d'abriter des renards véloces au Canada et pourrait ne pas être nécessaire pendant encore un certain temps. Il faudrait peut-être aussi évaluer l'importance pour les mises en liberté dans les sites non encore occupés par les renards véloces au Canada.

Conclusion

Pour l'heure, la population de renards véloces du Canada a atteint un niveau qui pourrait assurer sa viabilité à court et à moyen terme. À ce jour, les efforts du Canada ont été couronnés de succès et il est recommandé, en vertu des règles du COSEPAC, de reclasser le renard véloce d'espèce « disparue du Canada » à espèce « en voie de disparition ».

REMERCIEMENTS

Beaucoup trop de personnes ont participé à ce programme pour qu'il me soit possible de les remercier toutes. Pour ce qui est de la rédaction du présent rapport, j'aimerais toutefois exprimer mes sincères remerciements à Jeff Johnson, étudiant et bénévole, pour sa bonne humeur et son enthousiasme sans faille; à Gary Weiss, pour ses observations pertinentes et efficaces à propos des cartes SIG; à Susan MacEachran, qui a réalisé les figures; à Jim Burns, de l'Alberta Provincial Museum, qui a analysé les dossiers du musée sur les renards fossiles; à Loney Dickson, pour son indéfectible soutien administratif, malgré le changement de mon statut au SCF; à Steve Brechtel, Wayne Harris, Shelley Pruss, Ann Kitchen, Axel Moehrenschlager, Dick Russell, Karyn Scalise, Clio Smeeton, Ed Telfer, Ken Weagle et David Nagorsen, qui ont soumis le document à leur analyse critique. Je remercie également Vi Jespersen et Christine Scott pour l'attention soutenue qu'elles ont apportée aux détails lors de la dactylographie du manuscrit; Pat Fargey, de Parcs Canada, qui a fourni les données sur les mises en liberté dans la région de Wood Mountain; et Al Oeming, qui a partagé ses connaissances des dossiers historiques. Jamie Meeks, spécialiste des espèces sauvages à problème à Alberta Agriculture, a fourni des données à jour sur le programme de lutte contre la rage. Minette Johnson, Defenders of Wildlife, m'a tenu au courant des détails concernant le programme de réintroduction en cours au Montana. Le succès du projet dépendait aussi de la bonne volonté et de l'appui de la communauté des grands éleveurs. De nombreuses

personnes vivant le long de la frontière Alberta/Saskatchewan ont gracieusement toléré la présence de générations d'étudiants, de techniciens et de biologistes sur leurs terres. Je voudrais notamment exprimer toute ma reconnaissance aux grandes familles d'éleveurs, les Buchanan, les Heydlouft, les Kuezler, les Piotrowski, les Saville et les Wallburger. Les éleveurs, propriétaires fonciers et biologistes des États du Wyoming et du Colorado ont apporté une aide précieuse pour la capture de renards dans la nature aux États-Unis. Sans leur aide, le programme canadien n'aurait pu être mené à terme. Enfin, le Turner Endangered Species Fund, notamment en la personne de Michael Phillips, m'a permis d'utiliser dans ce rapport des cartes qui avaient été dressées à l'origine pour un autre rapport que j'ai rédigé pour cet organisme. Une partie du financement a été fournie par le Service canadien de la faune d'Environnement Canada.

OUVRAGES CITÉS

Allen, J.A. 1870. Notes on the mammals of Iowa. Proc. Boston Soc. Nat. Hist., 13:178-194.

Allen, S.H. 1996. Investigation of furbearer occurrence with special reference to swift fox and preliminary modelling of possible swift fox population dynamics in North Dakota 1994-1995. p. 121-131 *dans* S.H. Allen, J. Whitaker Hoagland et E. Dowd Stukel, éd. Rapport de l'équipe de conservation du renard véloce. 1995. Bismarck, ND.

Baird, A.B. 1858. Mammals (Part 1), *dans* Reports of explorations and surveys for a railroad from the Mississippi River to the Pacific Ocean. Vol. 8. 757 p.

Beck, B.B., L.G. Rapaport, M.R. Stanley Price et A.C. Wilson (1994). Reintroduction of captive-born animals, dans *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals*, éd. P.J.S. Oleney.

Blus, L., G.R. Sherman et J.D. Henderson 1967. A Noteworthy record of the swift fox in McPherson County, Nebraska. J. Mamm. 48: 471-472.

Bowles, J.B. 1975. Distribution and biogeography of mammals of Iowa. Spec. Publ. Mus., Texas Tech. Univ., 9:1-184. (Cité de Kahn *et al.* 1997).

Brechtel, S., L. Carbyn, G. Erickson, D. Hjertaas, C. Mamo et P. McDougall. 1996. Plan national de rétablissement du renard véloce. Rapport n° 15. Ottawa. Comité de rétablissement des espèces canadiennes en péril. 29 p.

Burns, J. A. 1991. Mid-Wisconsinan vertebrates and their environments from January Cave (Alberta) Canada. Quaternary Research. 35(2):130-143.

Carbyn, L.N. 1996. The return of the swift fox to the Canadian Prairies. Compte rendu officiel du 4e atelier sur la conservation des Prairies et les espèces sauvages. W. Willms et J. Dormaar, éd. Provincial Mus. of Alberta Nat. History Occas. Paper No. 23. p. 273-280.

Carbyn, L.N. 1986. Some observations on the behaviour of swift foxes in reintroduction programs within the Canadian prairies. Alberta Naturalist Vol. 16(2):37-41.

Carbyn, L.N., H.J. Armbruster et C. Mamo. 1994. The swift fox reintroduction program in Canada from 1983 to 1992. p. 247-270, *dans* M.L. Bowles et C.J. Whelan.

Restoration of endangered species: conceptual issues, planning and implementation. Cambridge University Press.

Carbyn, L., S. Brechtel, D. Hjertaas et C. Mamo. 1993. An update on the swift fox reintroduction program in Canada. Compte rendu officiel du 3e atelier sur la conservation des Prairies et les espèces sauvages. G. Holroyd, H. Dickson, M. Regnier, H. Smith, éd. Provincial Mus. of Alberta. Nat. History. Publication hors série n° 19, p. 366-372.

Carbyn, L.N., et M. Killaby. 1989. Status of the swift fox in Saskatchewan. Blue Jay, 47:41-52.

Carlington, B.G. 1980. Reintroduction of the swift fox to the Canadian prairie. Projet de maîtrise, Département de la conception de l'environnement, University of Calgary, Calgary (Alberta). 180 p.

Chambers, G.D. 1978. Little fox on the prairie. Audubon 80(4):62-71.

[3] Voir également « Notes de projets et rapports ».

Cochrane Ecological Institute. 1996. Scent post survey for swift fox (*Vulpes velox*) in the West Block, Grasslands National Park, 1995. Heritage Resource Management Grasslands National Park - 1995 Annual report Vol. 1. p. 55-60.

Covell, D.F. 1992. Ecology of the swift fox (*Vulpes velox*) in southeastern Colorado. Mémoire de maîtrise inédit, Univ. of Wisconsin, Madison. 111 pp.

Cotterill, S.E. 1997a. Population Census of swift fox (*Vulpes velox*) in Canada: Winter 1996-1997. Alberta Environmental Protection, Natural Resources Service. 50 pp.

Cotterill, S.E. 1997b. Status of the swift fox (*Vulpes velox*) in Alberta. Alberta Environmental Protection, Wildlife Management Division, Wildlife Status Report No. 7. Edmonton (Alberta). 17 p.

Coupland, R. T. 1950. Ecology of mixed prairie in Canada. Ecol. Monogr. 20:270-315.

Coupland, R.T. 1987. Compte rendu officiel de l'atelier sur les espèces en péril des provinces des Prairies. Habitats des Prairies en voie de disparition. The Mixed Prairie. p. 35-41.

Cutter, W.L. 1958. Denning of the swift fox in northern Texas. J. Mamm. 39: 70-74

Cypher, B.L., et J.H. Scrivner. 1992. Coyote control to protect endangered San Joaquin kit foxes at the Naval Petroleum Reserves, California. Proc. 15th Vertebrate Pest Conf. p. 42-47.

Dalquest, W.W. 1978. Early Blancan mammals of the Beck Ranch local fauna of Texas. Jour. Mammal. 59:269-298.

Dorrance, M. J. 1992. Coyote control in Alberta. p. 171-182, *dans* Ecology and Management of the Eastern Coyote Symposium. A.H. Boer, éd. Wildlife Research Unit, Université du Nouveau-Brunswick. Fredericton (Nouveau-Brunswick). 194 p.

Dragoo, G., G.R. Choate, T.L. Yates et T.P. O'Farrell. 1990. Evolutionary and taxonomic relationships among North American arid-land foxes. J. Mammal. (7):318-332.

Egoscue, H.J. 1956. Preliminary studies of the kit fox in Utah. J. Mamm. 37:351-357.

Egosue, H.G. 1962. Ecology and life history of the kit fox in Tooele County, Utah. Ecology, 43:481-497.

Egoscue, H.J. 1975. Population dynamics of the kit fox in western Utah. Bull. Southern California Acad. Sci., 74:122-127.

Egoscue, H.J. 1979. *Vulpes velox*. Mammalian species. Lawrence, Kansas, Am. Soc.

Mamm., 122-1-5.
Erickson, A.B. 1944. Helminths of Minnesota Canidae in relation to food habits and a host list and key to species reported from North America. Amer. Midl. Nat., 32:358-372.
FaunaWest Wildlife Consultants. 1991. An ecological and taxonomic review of the swift fox (*Vulpes velox*) with special reference to Montana. Boulder, M.T. 49 p.
FaunaWest Wildlife Consultants. 1986. A proposal to reintroduce the swift fox to the Charles M. Russell National Wildlife Refuge. Mimeo. Boulder, Montana. 14 p.
Floyd, B.L., et M.R. Stromberg, 1981. New records of the swift fox *((Vulpes velox)* in Wyoming. J. Mamm. 62. 650-651.
Fitzgerald, J.P., R.R. Loy et M. Cameron. 1983. Status of the swift fox on the Pawnee National Grassland, Colorado. Manuscrit inédit. Univ. of N. Colo., Greeley. 21 p.
Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations, *dans* M.E. Soule et B.A. Wilcox (éd.) Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective p. 135-149. Sinauer Associates, Sunderland M.A.
Franklin, I. R., et R. Frankham (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* 1:69-70.
Gauthier, D.A., et L. Patino, 1993. Saskatchewan Grassland Ecological Region. Préparé pour le Conseil canadien des aires écologiques et le Fonds mondial pour la nature (Canada). Canadian Plains Research Centre. 47 p.
Giddings, B. et C.J. Knowles. 1995. The current status of swift fox in Montana. p. 101-120 *dans* S.H. Allen, J. Whitaker Hoagland et E. Dowd Stukel, éd. Rapport de l'équipe de conservation du renard véloce. Bismarck, ND.
Ginsberg, J. R. (1994). Captive breeding, reintroduction and the conservation of canids, dans *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals*, éd. P.J.S. Oleney, G.M. Mace et A.T.C. Freistner.
Griffith, B., Scott, J.M., J.W. Carpenter et C. Reed 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245:477-480.
Gunson, J. R., W.J. Dorward et D. B. Schowalter. 1978. An evaluation of rabies control in skunks in Alberta. Can. Vet. J. 19:214-220.
Hall, E.R. 1981 The mammals of North America. Vol. II. 2^{e} éd. John Wiley and Sons, N.Y. 939-941.
Hein, E.W. 1997. Improving translocation programs. Conservation Biology 11:1270-1271.
Herrero, S., C. Schroeder et M. Scott-Brown. 1986. Are Canadian foxes swift enough? Biol. Conserv. 36:1-9.
Hillman, C.N., et J.C. Sharps. 1978. Return of the swift fox to the Northern Great Plains. Proc. South Dakota. Acad. Sci. 57:154-162.
Hines, T.D. 1980a. Home range and movements of swift fox as determined by radio telemetry. Proc. Nebr. Acad. Sci. Affil. 90:7.
Hines, T.D. 1980b. An ecological study of *Vulpes velox* in Nebraska. Mémoire de maîtrise, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska. 103 p.
Hines, T.D., et R.M. Case 1991. Diet home range, movements, and activity period of swift fox in Nebraska. Prairie Naturalist 23:131-138.
Hoffman, R.S., P.L. Wright et F.E. Newby. 1969. The distribution of some mammals in Montana. J. Mammal. 50:579-604.

Hutchings, E. 1991. Rabies control in Alberta, January 1 to Dec. 31, 1990. Alberta Agriculture Report. 8 p.
Jackson, V. 1997. Denning Ecology of swift foxes (*Vulpes velox*) in Western Kansas. Rapport final. Kansas Department of Wildlife and Parks. 23 p.
Kahn, R., et J. Fitzgerald, 1995. Swift fox investigations in Colorado (1995). p. 53-60 *dans* S.H. Allen, J. Whitaker Hoagland et E. Dowd Stukel, éd. Rapport de 1995 présenté à l'équipe de conservation du renard véloce. Bismarck, ND.
Kahn, R., L. Fox, P. Horner et B. Giddings. 1996. Conservation Assessment and Conservation Strategy for swift foxes in the United States. Rapport préparé par l'équipe de conservation du renard véloce. 54 p.
Kahn, R., L. Fox, H. Horner, B. Giddings et C. Roy 1997. Conservation Assessment and Conservation Strategy for swift fox in the United States. Équipe de conservation du renard véloce. 54 p.
Kilgore, D.L. 1969. An ecological study of the swift fox (*Vulpes velox*) in the Oklahoma panhandle. Am. Midl. Nat. 81:512-534.
Kitchen, A., E. Gese et E. Schauster. Resource partitioning between swift foxes and coyotes: space, time and diet. Abstract. First North American. Swift Fox Symposium.
Klausz, E. 1997. Small mammal winter abundance and distribution in the Canadian mixed Grass Prairies and implications for the Swift fox. Mémoire de maîtrise. University of Alberta. 108 p.
Kleiman, D.G., M.R. Stanley Price et B.B. Beck. (1994). Criteria for reintroductions, dans *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals*, éd. P.J.S. Olney, G.M. Mace et A.T.C. Feistner, p. 287-303. London: Chapman and Hall.
Kruse, K.W., J.A. Jenks et E. Dowd Stukel. 1996. Presence of swift fox (*Vulpes velox*) in southwestern South Dakota. p. 91-99 *dans* S.H. Allen, J. Whitaker Hoagland et E. Dowd Stukel, éd. Rapport préparé par l'équipe de conservation du renard véloce. 1995. Bismarck, ND.
Kurten, B., et E. Anderson. 1980. Pleistocene Mammals of North America. Columbia University Press, New York. 553 p.
Lauenroth, B. 1996. Results of vegetation studies on Pawnee grassland. p. 20-26 *dans* D.P. Coffin, éd. Rapport sommaire : Atelier sur le pluvier des prairies à graminées courtes et des montagnes. Fort Collins, CO. (cité de Kahn *et al.* 1997).
Licht, D. 1997. Ecology and Economics of the Great Plains. University of Nebraska. Vol. 10. Our Sustainable Future 225. p.
Lindberg, 1986. Swift fox distribution in Wyoming: a biogeographical study. Mémoire de maîtrise. Univ. of Wyoming. Laramie. 64 p.
Linhart, S.B., et W.B. Robinson. 1972. Some relative carnivore densities in areas under sustained coyote control. J. Mamm., 53:880-884.
Looman, J. 1972. Possible recent kit fox record in Saskatchewan. Blue Jay 30:136.
Major, J.T., et J.A. Sherburne. 1987. Inter-specific relationships of coyotes, bobcats and red foxes in western Maine. J. Wildl. Manage. 51:606-616.
Mercure, A., K. Ralls, K.P. Koepli et R.K. Wayne. 1983. Genetic subdivisions among small canids: mitochondrial differentiation of swift, kit and arctic foxes. Evolution

47(5):1313-1328.
Meriam, C.H. 1902. Three new foxes of the kit and desert fox.
Moehrenschlager, A., et R. List. 1996. Comparative ecology of North American prairie foxes - conservation through collaboration. The Wildcru Review. Oxford University. p. 22-28.
Moore, R.E., et N.S. Martin. 1980. A recent record of the swift fox (*Vulpes velox*) in Montana. J. Mammal. 61:161.
Novakowski, N. 1970. Endangered Canadian mammals. Canadian Field Naturalist. 84:17023.
Nowak, R.M., et J.L. Paradiso. 1983. Mammals of the world. 4e éd. 2 vol. John Hopkins Univ. Press, Baltimore, MD. 1362 p.
Parmalee, P.W., R.D. Oesch et J. E. Guilday. 1969. Pleistocene and Recent vertebrate faunas from Crankshaft Cave, Missouri. Illinois State Museum Reports of Investigations. 14:1-37.
Pattimore, J. 1985. The feasibility of reintroducing the swift fox in Manitoba.
Mémoire de maîtrise. Université du Manitoba.
Pfeifer, W.K., et E.A. Hibbard. 1970. A recent record of the swift fox (*Vulpes velox*) in North Dakota. J. Mammal. 51:835.
Prairie Conservation Action Plan 1994. Fonds mondial pour la nature (Canada). 38 p.
Pruss, S. 1994. An observational natal den study of wild swift fox (*Vulpes velox*) on the Canadian Prairie. Mémoire de maîtrise, University of Calgary.
Ralls, K., et P.J. White. 1995. Predation on San Joaquin kit foxes by larger canids.
J. Mammal. 76:723-729.
Ralls, K., D.P. Demaster et J.A. Estes 1996. Developing a criterion for delisting the southern sea otter under the U.S. Endangered Species Act. Conservation Biology 10:1528-1537.
Rand, A.L. 1948. Mammals of the eastern Rockies and western plains of Canada. Bull. Nat. Mus. Can., 108, 237 p.
Reading, R.P., T.W. Clark et B. Griffith 1997. The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. Biological Conservation. 79:217-225.
Reynolds, J. 1983 (a). A plan for reintroduction of the swift fox to the Canadian Prairie. Projet de maîtrise, Département de la conception de l'environnement, University of Calgary, Calgary (Alberta). 112 p.
Robinson, W.B. 1953. Population trends of predators and fur animals in 1080 station areas. J. Mammal. 34:220-227.
Robinson, W.B. 1961. Population changes of carnivores in some coyote-control areas. J. Mamm., 42:510-515.
Rohwer, S.A., et D.L. Kilgore. 1973. Interbreeding in the arid-land foxes, *Vulpes velox* and *V. macrotis*. Systematic Zoology, 22:157-166.
Rosatte, R.C. 1987. Striped, spotted, hooded, and hog-nosed skunk. p. 598-613 *dans* Wild furbearer management and conservation in North America. (M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch, éd.) Ontario Trappers Association, North Bay (Ontario).
Rowe, J.S., et R.T. Coupland. 1984. Vegetation of the Canadian Plains. Prairie Forum. 9:231-248.

Russell, R.H., et G.W. Scotter. 1984. Return of the native. Nature Canada. 13(1):7-13.
Samuel, D.E., et B.B. Nelson. 1982. Foxes, *Vulpes vulpes*, and allies, *dans* J.A. Chapman et G.A. Feldhamer, éd. Wild Mammals of North America. 1147 p.
Saskatchewan Dept. of Tourism and Renewable Resources. 1978. The status of the swift fox in Canada. Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources. Ottawa. 5 p.
Sargeant, A.B., R.J. Greenwood, M.A. Sovada et T.L. Shaffer, 1993. Distribution and abundance of predators that affect duck production - Prairie Pothole Region. Res. Pub. 194. Washington, D.C. U.S. Fish and Wildlife Service.
Schitoskey, F. Jr. 1975. Primary and secondary hazards of three rodenticides to kit foxes. J. Wildl. Manage. 39(2): 416-418.
Schmutz, J.K., S.M. Schmutz et D.A. Boag. 1980. Coexistence of three species of hawks (*Buteo* spp.) in the prairie-parkland ecotone. Can. J. Zool. 58:1075-1089.
Schroeder, C.A. 1985. A preliminary management plan for securing swift fox for reintroduction into Canada. Projet de maîtrise, Département de la conception de l'environnement, University of Calgary, Calgary (Alberta).
Schroeder, C.A. 1982. A cooperative propagation and release program for the endangered swift fox. Am. Assoc. Zool. p. 287-295.
Sharps, J.C., et M.F. Witcher. 1981. Swift fox reintroduction techniques. Rapport inédit, South Dakota Dept. of Game, Fish and Parks, Rapid City, S.D.
Smeeton, M. 1984. Completely Foxed. Key Porter Books. 148 p.
Smeeton, C. 1994. Re-introducing the swift fox. Canid Action News. Bulletin du Groupe des spécialistes des canidés. UICN 2: 13-16.
Smeeton, C. 1996. The Swift Fox Recovery Program. Environment Network News. No. 46. p. 11-13.
Soper, J.D. 1964. The mammals of Alberta. Hanly Press Ltd., Edmonton. 402 p.
Stanley Price, M.R. (1991). A review on mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SCC. Symp. Soc. Zool. Lond. 62:9-25.
Stromberg, M.R., et M.S. Boyce. 1986. Systematics and Conservation of the Swift fox (*Vulpes velox*) in North America. Biol. Conserv. 35:97-110.
Swanson, G.A., T. Surbar et T.S. Roberts. 1945. The Mammals of Minnesota. Minnesota Dept. Conserv. Div. Game & Fish Tech. Bull. 2:1-108.
Telfer, E., L.N. Carbyn, R. Clark, B. Dale, E. Driver, G. Holroyd et G. Trottier. 1993. Canadian Wildlife Research and Management in the Grasslands and Parklands of Prairie Canada. Rapport du Service canadien de la faune. 58 p.
UICN 1996. Liste rouge de l'UICN de 1996 des animaux menacés. UICN, Gland, Suisse. 368 p.
U.S. Fish and Wildlife Service. 1979. Federal Register, 17 juin 1979, p. 3638.
U.S. Fish and Wildlife Service. 1982. Federal Register, 30 décembre 1982, p. 58454-58460.
U.S. Fish and Wildlife Service. 1994. Fed. Reg., Vol. 59, No. 104, 1er juin 1994. Endangered and threatened wildlife and plants; 90-day finding on a petition to list the swift fox as endangered. p. 28328-28329. Dept. of the Interior, Washington, DC.
U.S. Fish and Wildlife Service 1995. Fed. Reg. Vol. 60, No. 116, 16 juin 1995. Endangered and threatened wildlife and plants; 12-month finding for a petition to

list the swift fox as endangered. p. 31663-31666, Dept. of the Interior, Washington, DC.
Voigt, D.R. 1987. Red fox. p. 378-392 *dans* Wild Furbearer management and on conservation in North America. (M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch, éd.). Ontario Trappers Assoc., North Bay (Ontario).
Voigt, D.R., et W.E. Berg, 1987. Coyote. p. 345-357 *dans* Wild Furbearer management and conservation in North America. (M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch, éd.). Ontario Trappers Association, North Bay (Ontario).
Wedgwood, J.A. 1978. The status of the Burrowing Owl in Canada. Rapport préparé pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).
Wellicome, J.I., et E.A. Haug. 1995. Deuxième mise à jour du Rapport sur la situation de la Chouette des terriers (*Speotyto cunicularia*) au Canada. Rapport du COSEPAC. 23 p.
Whitaker-Hoagland, J. 1997. A review of literature related to swift fox habitat use. Rapport annuel de l'équipe de conservation du renard véloce. B. Gidding, éditeur. p. 113-125.
Wolf, C.M., B. Griffith, C. Reed et S.A. Temple. 1996. Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. Conservation Biology 10:1142-1154.
Wooley, T.P., F.G. Lindzey et R. Rothwell. 1995 Swift fox surveys in Wyoming. Rapport annuel. Wyoming Game and Fish Department, Lander, WY. 20 p.
Zimmerman, A.L. 1998. Re-establishment of swift fox in north-central Montana. Mémoire de maîtrise. Montana State University, Bozeman, Montana. 44 p.
Zumbaugh, D.M., J.R. Choate et L.B. Fox. 1985. Winter Food habits of the swift fox on the central high plains. Prairie Nat. 17:41-47.

NOTES DE PROJETS ET RAPPORTS

Brechtel, S.H., L.N. Carbyn, D. Hjertaas et C. Mamo. 1993. Canadian swift fox reintroduction feasibility study: 1989-1992. Rapport et recommandations de l'Équipe nationale de rétablissement. 116 p.
Brechtel, S.H., L.N. Carbyn. D. Hjertaas et C. Mamo. 1994. Rapport sur la situation du renard véloce au Canada. Rapport de l'équipe de rétablissement. 40 p.
Carbyn, L.N., et C. Schroeder. 1987. Preliminary Recovery Plan Proposal for the swift fox Program in Canada. Rapport inédit du Service canadien de la faune. Edmonton (Alberta). 100 p.
Carbyn, L.N. 1990. Swift Fox Annual Project Report. 55 p.
Carlington, B.G. 1978 Feasibility Study; re-introduction of the swift fox to southern Alberta. Rapport périodique. Univ. of Calgary, Département de la conception de l'environnement. 69 p.
Cochrane Ecological Institute 1993. Site selection and the use of "A" Frames for the 1993 swift fox releases within Grasslands National Park. 37 p. Rapport inédit.
Dorrance, M. 1987. Strychnine for Skunk control: Baits, Baiting Procedures and Non-Target Hazards. Alberta Agriculture Crop Protection Branch. 10 p.

Équipe de rétablissement du renard véloce. 1991. Swift fox interim management Plan based on experience gained from 1983 to 1990. Document de l'équipe de rétablissement. 37 p.

Fisher, Susan, 1993. Campagne de sensibilisation du public, rapport du programme relié au renard véloce. 14 p.

Harris, Wayne, C. et S. M. McAdam. 1994. Assessment of Swift fox populations in Saskatchewan-winter/spring 1994. Préparé pour la Swift fox Conservation Society et la Saskatchewan Environment and Resource Management Wildlife Branch. 8 p.

Herrero, S., et C. Mamo. 1987. Swift fox Reintroduction Progress Report. Département de la conception de l'environnement. Rapport pour le Fonds mondial pour la nature. 7 p.

Hjertaas, D. 1994. Reintroduction of the swift fox on the Wood Mountain Plateau. Rapport du Department of Environment and Resource Management. Regina. 14 p.

Herrero, S., C. Mamo, H. Armbruster et L.N. Carbyn. 1989. Swift fox reintroduction: Progress Report. 1989. Rapport du Département de la conception de l'environnement. 19 p.

Mamo, C. 1987. (a) Swift fox habitat assessment. Rapport inédit, Univ. of Calgary, Département de la conception de l'environnement, Groupe de rech. sur le renard véloce, Calgary (Alberta). 10 p.

Mamo, C. 1988. Update of swift fox monitoring in Alberta. Période de référence : du 28 février 1987 au 10 mars 1988. Rapport sur l'état d'avancement du projet. 49 p.

Mamo, C. 1994a. (a) Swift fox Population Survey (1994). Préparé pour le Alberta Fish and Wildlife Service et la Swift Fox Conservation Society. 30 p.

Mamo, C. 1994. (b) Swift fox habitat survey. Rapport préparé pour le Alberta Fish and Wildlife Service. 25 p.

Mamo, C. 1994. (c) Swift Fox population survey assessment. Rapports d'étape préparés pour le Alberta Fish and Wildlife Service et pour la Swift Fox Conservation Society. 30 p.

Mamo, C. 1995. Swift Fox Playback trails. Rapport préparé pour le Alberta Fish and Wildlife Service. 12 p.

Mamo, C., et S. Herrero 1987. Update of swift fox Monitoring in Alberta. Période de référence : du 31 janvier 1986 au 28 février 1987. Rapport d'étape - 1987. Préparé pour le Service canadien de la faune. 12 p. et annexes.

Mamo, C., H. Armbruster, S. Herrero et Lu Carbyn 1990. Swift fox reintroduction techniques and results. 1989 - 1990 Program Report. 11 p. Rapport de projet. 17 p.

Mamo, C., et K. Sturgess. 1991. Rapport d'étape. Document de l'équipe de rétablissement. 16 p.

Moehrenschlager, A. 1994. Population monitoring of swift foxes by means of scent-posting and spot-lighting in Wood Mountain. Rapport d'étape. 17 p.

Reynolds, J. 1983b. Evaluation of potential Swift fox release areas in southwestern Saskatchewan. Rapport du Service canadien de la faune. 22 p.

Reynolds, J. 1983c. Reintroduction of the Swift fox to the Canadian Prairie. Un diaporama sur le projet de réintroduction du renard véloce. Rapport du Service canadien de la faune. 9 p.

Reynolds, H.W., J. Reynolds et M.G. Killaby. 1984. Preliminary Evaluation of Potential Swift fox release areas in southern Saskatchewan. Rapport du Service canadien de la faune et de Saskatchewan Parks and Renewable Resources. 23 p.

Russell, R. 1983. A proposal to reintroduce the Swift fox to Alberta. Rapport du Service canadien de la faune. 19 p.

Russell, R.H., et J. Zendran. 1983. A proposal to reintroduce the Swift fox to Alberta. Rapport du Service canadien de la faune. 21 p.

Russell, R.H., G. Erickson et J. Reynolds. 1984. A preliminary plan for management of the swift fox in Alberta. Rapport conjoint du Service canadien de la faune et du Alberta Fish and Wildlife Service. 14 p.

Scott-Brown, J.M., S. Herrero et J. Reynolds. 1987. Swift fox. p. 433-441, *dans* M. Novak, G.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch, éd. Wild Furbearer Management and Conservation in North America, Ont. Trappers Assoc., ministère des Richesses naturelles, Ontario. 1168 p.

Scott-Brown, J.M., Herrero, S. et Mamo, C. 1986. Monitoring of released swift foxes in Alberta and Saskatchewan, Final Report - 1986. Préparé pour le Service canadien de la faune. 71 p. et annexes.

Scott-Brown, J.M., et S. Herrero 1985. Monitoring of released Swift foxes in Alberta and Saskatchewan. Rapport d'étape. 62 p.

Scott-Brown, J.M., et J. Reynolds. 1984. Monitoring of released Swift foxes. Rapport du Service canadien de la faune. 6 p.

Smeeton, Clio. 1992. Report on the fall 1992 re-introduction of swift fox into prairie dog towns on Dixon's Range, Mankota, Sask. Rapport lié au programme. 4 p.

Taggart, J. 1994. Survival of Wyoming Swift foxes. Rapport du Alberta Fish and Wildlife Service. 28 p.

L'AUTEUR

Ludwig N. Carbyn est né dans le Sud-Ouest africain (Namibie) et a fait des études de premier cycle en biologie à l'Université Mount Allison au Nouveau-Brunswick. Il a ensuite fait des études supérieures à l'Institut Max Planck (université de Munich), à la University of Alberta (M. Sc.) et à la University of Toronto (Ph. D.). Ses intérêts en matière de recherche englobent l'écologie avienne, la biologie des écosystèmes (prairies) et les études sur les mammifères de plusieurs parcs nationaux de l'Ouest et du Nord canadiens. Il est entré au Service canadien de la faune comme biologiste en 1967 et est devenu chercheur scientifique en 1974; il a eu des affectations en Pologne et au Portugal. Monsieur Carbyn est membre canadien du groupe d'experts sur les loups, du groupe sur les canidés de l'Union mondiale pour la nature (UICN). Il est actuellement chercheur auprès du groupe d'experts en réintroduction de l'Institut circumpolaire (University of Alberta) et professeur adjoint au département des ressources renouvelables et chercheur scientifique émérite au Service canadien de la faune. Monsieur Carbyn a été membre du Comité technique

sur le renard véloce de 1985 à 1989, président de l'Équipe canadienne de rétablissement du renard véloce de 1989 à 1992, et est actuellement membre de l'Équipe canadienne de rétablissement du renard véloce et membre du American Swift Fox Conservation Committee.